



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GESTÃO AMBIENTAL
MESTRADO PROFISSIONAL EM GESTAO AMBIENTAL**

JONATHAS GOMES DE CARVALHO MARQUES

**PROPOSIÇÕES PARA O GERENCIAMENTO DO USO DE AGROTÓXICOS
UTILIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO NATUBA, VITÓRIA DE SANTO
ANTÃO, PERNAMBUCO**

Recife, 2017

JONATHAS GOMES DE CARVALHO MARQUES

**PROPOSIÇÕES PARA O GERENCIAMENTO DO USO DE AGROTÓXICOS
UTILIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO NATUBA, VITÓRIA DE SANTO
ANTÃO, PERNAMBUCO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco.

Profa. Dra. Marília Regina Costa Castro Lyra
Orientadora

Profa. Dra. Renata Maria C. M. de O. Carvalho
Co-Orientadora

Recife, 2017

Catálogo na fonte
Bibliotecária Amanda Tavares CRB4 1751

- M357p Marques, Jonathas Gomes de Carvalho.
Proposições para o gerenciamento do uso de agrotóxicos utilizados na bacia hidrográfica do Natuba, Vitória de Santo Antão, Pernambuco. / Jonathas Gomes de Carvalho Marques. – Recife, PE: O autor, 2017.
125 f.: il., color. ; 30 cm.
- Orientadora: Prof^a. Dra. Marília Regina Costa Castro Lyra.
Co-orientadora: Prof^a Dra. Renata Maria Caminha Mendes de Oliveira Carvalho.
- Dissertação (Mestrado) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco - IFPE, Campus Recife, Coordenação de Pós-Graduação - Mestrado Profissional em Gestão Ambiental, 2017.
- Inclui referências e Anexos.
1. Agrotóxicos 2. Recursos Hídricos. 3. Bacia Hidrográfica. 4. Gestão Ambiental.
I. Lyra, Marília Regina Costa Castro (Orientadora). II. Carvalho, Renata Maria Mendes de Oliveira (Co-orientadora). III. Título.

JONATHAS GOMES DE CARVALHO MARQUES

**PROPOSIÇÕES PARA O GERENCIAMENTO DO USO DE AGROTÓXICOS
UTILIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO NATUBA, VITÓRIA DE SANTO
ANTÃO, PERNAMBUCO**

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Gestão Ambiental.

Data da aprovação: 16/11/2017

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra Marília Regina Costa Castro Lyra
Orientadora – MPGA/IFPE

Profa. Dra. Renata Maria Caminha Mendes de Oliveira Carvalho
Co-Orientadora – MPGA/IFPE

Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva
Examinador Interno – MPGA/UFRPE

Profa. Dra. Rogéria Mendes do Nascimento
Examinador Externo – IFPE

Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro
Examinador Externo - UFPE

APRESENTAÇÃO

O autor possui graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco em 2014, recebendo na ocasião a láurea acadêmica, Especialização em Gestão, Licenciamento e Auditoria Ambiental pela Universidade Norte do Paraná (UNOPAR) em 2016 e é técnico em Segurança do Trabalho pela Escola Técnica Almirante Soares Dutra – ETEASD em 2013.

Atuou como professor do Centro de Ensino Grau Técnico – Unidade Carpina nas disciplinas de Fundamentos de Gestão Ambiental e Qualidade, Saúde, Meio Ambiente e Segurança (QSMS) nos cursos técnicos em Edificações, Eletrotécnica e Segurança do Trabalho no ano de 2015.

Tem experiência na área de contaminação ambiental por agrotóxicos por meio da Bolsa de Incentivo Acadêmico (BIA/IFPE) financiada pela FACEPE, no ano de 2012, com o plano de trabalho “Os impactos causados pelo uso de agrotóxicos e a educação ambiental: proposta da formação continuada para agricultores na economia familiar” e por meio do Programa Institucional de Bolsas de Extensão (PIBEX/PROEXT IFPE), no ano de 2013, com o plano de trabalho “Levantamento dos impactos socioambientais causados pelo uso de agrotóxicos e avaliação dos cursos de extensão/formação continuada ministrados na bacia hidrográfica do Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE”, ambos orientados pela professora Dra. Rogéria Mendes do Nascimento. Frutos desses trabalhos foram escritos e submetidos artigos e resumos em anais de eventos científicos local, nacional e internacional.

Dedico este trabalho acima de tudo ao meu Senhor Jesus Cristo: o autor e consumidor da
minha FÉ.

Em segundo lugar, dedico aos meus amados pais: José Carlos (Carlinhos) e Maria José
(Mana):

meus maiores exemplos de AMOR, CARINHO e DEDICAÇÃO.

A vocês minha eterna gratidão!!

AGRADECIMENTOS

Ao **Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco (IFPE)** pela oportunidade de cursar, primeiramente a graduação em Gestão Ambiental (2012-2014), e a Pós Graduação em Gestão Ambiental (MPGA).

À **Profa. Dra. Marília Regina Costa Castro Lyra** pelo grande apoio e amizade durante todo o decorrer do curso, contribuindo muito para meu crescimento profissional, acadêmico e pessoal.

À **Profa. Dra. Renata Maria Caminha Mendes de Oliveira Carvalho**, co-orientadora deste trabalho e coordenadora do MPGA, pelos seus ensinamentos e contribuições durante a realização do curso.

A todos os professores do MPGA que de alguma forma fizeram parte da minha história com suas preciosas lições e colaborações, em especial: **Profa. Dra. Marília Regina Costa Castro Lyra, Profa. Dra. Renata Maria Caminha Mendes de Oliveira Carvalho, Profa. Dra. Sofia Suely Ferreira Brandão, Profa. Dra. Maria Núbia Medeiros de Araújo Frutuoso, Profa. Dra. Anália Keila Rodrigues Ribeiro, Prof. Dr. José Coelho de Araújo Filho, Prof. Dr. Marco Antônio de Oliveira Domingues.**

À **Profa. Dra. Suzanna Maria Gico Lima Montenegro** e ao **Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva** pelos valiosos adendos e sugestões que abrilhantaram este trabalho e especialmente ao **Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva** pelo apoio na análise estatística desse estudo.

À **Profa. Dra. Rogéria Mendes do Nascimento** pela idealização da linha de pesquisa que inspirou o presente trabalho e por suas sugestões.

A todos os meus amigos e colegas da Pós Graduação.

À bibliotecária **Amanda Tavares Silva Lima**, servidor **Albany Moraes da Silva** e aos estagiários da biblioteca especializada **Silvia Barbosa de Melo: Ada Maria da Costa Melo, Derick Felipe Xavier Soares e Adriana da Conceição dos Santos** pelo apoio todas as vezes que precisei dos serviços.

Aos secretários do programa de pós-graduação **Karoline Rodrigues Ferreira Lima e Victor Santana** pela presteza e competência na realização das atividades e apoio.

À **EMBRAPA** pela disponibilização gratuita do software AGROSCRE na internet.

À **CPRH**, na pessoa da **Sra. Graça Cruz**, pela disponibilização dos dados do SILIA.

À **Cláudia Ricardo de Oliveira, IBGE e APAC** por disponibilizarem os arquivos shapefile para confecção dos mapas.

À **comunidade do Natuba** por nos acolher e apoiar a nossa pesquisa.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram com este trabalho, muito obrigado!

“Todavia, não me importo, nem considero minha vida de valor algum para mim mesmo, se tão somente puder terminar a corrida e completar o ministério que o Senhor Jesus me confiou, de testemunhar do evangelho da graça de Deus.”

Atos dos Apóstolos 20: 24

RESUMO

A contaminação ambiental por agrotóxicos vem sendo crescentemente abordada por diversos autores na literatura e discutida pela sociedade civil, por causa do modo como as externalidades negativas, em todas as matrizes ambientais, vem sendo sentidas. O presente estudo visou propor medidas de gerenciamento ambiental no uso dos agrotóxicos com foco nos recursos hídricos para a sub bacia do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE. Para tanto, utilizou-se índices que se propõem a avaliar a capacidade de um determinado princípio ativo de agrotóxico lixiviar ou ser transportado no meio ambiente, a saber: *Groundwater Screening Index* (GSI), *Groundwater Ubiquity Score* (GUS), *Relative Leaching Potential Index* (RLPI), índice LIX, *Leaching Index* (LEACH), critério da *Environmental Protection Agency* (EPA), critério da *California Departamento of Food and Agriculture* (CDFA), método de GOSS e Avaliação do Risco de Contaminação da Água (ARCA). Usou-se, então, dados dos modelos matemáticos para o gerenciamento ambiental a nível da bacia hidrográfica. Foi adaptada uma metodologia para gerenciamento de áreas contaminadas focando a região do Natuba no que tange à contaminação ambiental por agrotóxicos. Os índices GSI, GUS, LIX, LEACH e RLPI demonstraram estatisticamente ter valores semelhantes por meio da análise de variâncias. O modelo ARCA aderiu muito bem à presente pesquisa, mostrando resultados baseados nas características específicas da região, fato que o destacou em relação aos demais. De modo geral, ao comparar os enquadramentos de cada um dos princípios ativos, destacaram-se, pelo perigo ambiental: picloram, hexazinone, thiamethoxam, imidacloprido, dicloreto de paraquate, diuron, paraquate, tebuconazole, linurom. A situação retratada neste trabalho expõe a necessidade de uma utilização de agrotóxicos mais racional na localidade de Natuba. É preciso que sejam efetuadas algumas modificações, dentre elas: a melhor aplicação da lei 7.802 de 1989, a substituição do local de cultivo (que está localizado muito próximo ao rio) visando cumprir também o disposto no Código Florestal com relação à proteção das matas ciliares, modificação na matriz de agrotóxicos utilizados, respeito aos horários de aplicação, prescrição de receituário agrônomo, além do descarte adequado das embalagens vazias de agrotóxicos.

Palavras-chave: Índices *screening*. Gerenciamento de bacias hidrográficas. Percolação. ARCA.

ABSTRACT

Environmental contamination by agrochemicals has been increasingly addressed by several authors in the literature and discussed by civil society, because of the way in which negative externalities in all environmental matrices are being felt. The present study aimed to propose measures of environmental management in the use of pesticides with a focus on water resources for the subbasin of the lower Natuba river, in Vitória de Santo Antão - PE. In order to do so, we used indexes that are designed to evaluate the ability of a given pesticidal active ingredient to leach or be transported into the environment, namely: Groundwater Screening Index (GSI), Groundwater Ubiquity Score (GUS), Relative Leaching Potential Index (LPA), Leaching Index (LEACH), Environmental Protection Agency criteria (EPA), California Department of Food and Agriculture criteria (CDFA), GOSS method and Water Contamination Risk Assessment (ARCA). Data from mathematical models for environmental management at the river basin level were then used. It was adapted a methodology for the management of contaminated areas focusing on the Natuba region in relation to environmental contamination by pesticides. The GSI, GUS, LIX, LEACH and RLPI indexes have been statistically shown to have similar values by means of the analysis of variances. The ARCA model adhered very well to the present research, showing results based on the specific characteristics of the region, fact that highlighted it in relation to the others. In general, when comparing the frameworks of each of the active principles picloram, hexazinone, thiamethoxam, imidacloprido, dicloreto de paraquate, diuron, paraquate, tebuconazole, linurom. were highlighted by the environmental hazard. The situation described in this paper exposes the need for a more rational use of pesticides in the locality of Natuba. Some changes must be made, among them: better law enforcement of 7802 of 1989, replacement of the cultivation site (which is located very close to the river) in order to comply with the provisions of the Forest Code in relation to the protection of riparian forests, modification in the matrix of agrochemicals used, respect to the times of application, prescription of agronomic prescription, in addition to the proper disposal of the empty containers of pesticides.

Keywords: Mathematical modeling. Watershed management. Leaching. ARCA.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Quadro 01 -	Classificação conforme o nível de toxicidade ao ser humano tendo como parâmetro a DL ₅₀ oral para formulações sólidas.....	24
Quadro 02 -	Resumo dos principais tipos de classificação dos agrotóxicos.....	25
Figura 01 -	Caminhos percorridos pelos agrotóxicos no meio ambiente.....	32
Quadro 03 -	Matrizes ambientais afetadas na região do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE.....	39
Figura 02 -	Mapa de localização do município de Vitória de Santo Antão – PE.....	41
Figura 03 -	Caracterização da bacia hidrográfica do Natuba.....	45
Figura 04 -	Etapas da pesquisa.....	47
Quadro 04 -	Requisitos para enquadramento dos agrotóxicos conforme método de GOSS (1992).....	51
Quadro 05 –	Escore para a potencialidade de contaminação Pc.....	53
Quadro 06 -	Parâmetros de vulnerabilidade ambiental da gleba.....	53
Quadro 07 -	Avaliação de risco para a contaminação da água.....	54
Figura 05 –	Etapas da metodologia de gerenciamento de riscos para áreas contaminadas desenvolvido por Gloeden (1999).....	58
Figura 06 –	Estimativa de risco dos princípios ativos aprovados para a cultura do alface no Brasil para os recursos hídricos por meio dos métodos de GOSS (1992) e GUS (1989).....	73
Figura 07 –	Estimativa de risco dos princípios ativos aprovados para a cultura da cebolinha no Brasil para os recursos hídricos por meio dos métodos de GOSS (1992) e GUS (1989).....	73
Figura 08 –	Estimativa de risco dos princípios ativos aprovados para a cultura do coentro no Brasil para os recursos hídricos por meio dos métodos de GOSS (1992) e GUS (1989).....	74
Quadro 08 –	Cálculo do método de GOSS para os agrotóxicos utilizados no município de Vitória de Santo Antão – PE.....	74
Figura 09 –	Estimativa de risco dos ingredientes ativos utilizados em Vitória de Santo Antão – PE por meio dos métodos de GOSS (1992) e GUS (1989)	76
Figura 10 –	Delimitação da bacia hidrográfica do rio Natuba e sua subdivisão em	

	baixo, médio e alto.....	81
Figura 11 –	Informações do Cadastro Ambiental Rural (CAR) para a sub bacia do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE.....	84
Figura 12 –	Aplicação irregular de agrotóxicos na produção de hortaliças localizada na sub bacia do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE.....	84
Figura 13 –	Mapa dos usos da terra da sub bacia do rio Natuba, zona da mata centro de Pernambuco.....	86
Figura 14 –	Descarte inadequado de embalagens vazias na comunidade do baixo Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE.....	88
Figura 15 –	Armazenamento inadequado de embalagens vazias de agrotóxicos na comunidade do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE.....	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 -	Dados de entrada para os modelos <i>screening</i>	56
Tabela 02 -	Resultados dos modelos <i>screening</i> : LIX, CDFA, EPA, GSI, LEACH, GUS e RLPI.....	61
Tabela 03 -	Comparação entre os critérios estabelecidos por Wilkerson e Kim (1986).....	63
Tabela 04 -	Hierarquização entre os princípios ativos analisados quanto à potencialidade de contaminação.....	66
Tabela 05 -	Valores de GSI, GUS, LEACH, LIX e RLPI padronizados.....	69
Tabela 06 -	Análise de variância dos índices GSI, GUS, LIX, LEACH e RLPI padronizados.....	69
Tabela 07-	Ingredientes ativos de agrotóxicos autorizados por cultura.....	70
Tabela 08	Análise dos agrotóxicos segundo o Potencial de Contaminação – Pc pelo ARCA.....	77
Tabela 09-	Avaliação do risco na sub bacia do baixo rio Natuba.....	79

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRASCO	Associação Brasileira de Saúde Coletiva
ADAGRO	Agência Estadual de Defesa Agropecuária
ANA	Agência Nacional de Águas
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Climas
ARCA	Avaliação do Risco de Contaminação da Água
ATER	Assistência Técnica e Extensão Rural
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CAS	Chemical Abstracts Service
CDFA	California Department of Food and Agriculture
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
DAH	Dose Aceitável Diária Humana
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Agência Ambiental Norte americana
FAO	Agência das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
GSI	Groundwater Screening Index
GUP	Grande Unidade de Paisagem
GUS	Groundwater Ubiquity Score
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMS	Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
INCA	Instituto Nacional de Câncer
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
inpEV	Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias de Agrotóxicos
IPI	Imposto sobre Produtos Industrializados
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
LACEN	Laboratório Central de Saúde Pública
LEACH	Leaching Index
MERCOSUL	Mercado Comum do Sul
P.A.	Princípio Ativo
PAN	Pesticide Action Network
PANNA	Pesticide Action Network North America
PIB	Produto Interno Bruto
PPA	Potencial de Periculosidade Ambiental
PLANAPO	Programa Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica
PNDA	Programa Nacional de Defensivos Agrícolas
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PPDB	Pesticide Properties Database
PRONARA	Programa Nacional de Redução do Uso de Agrotóxicos
QR	Quociente de risco
RLPI	Relative Leaching Potential Index
RMR	Região Metropolitana do Recife
SILIA	Sistema de Licenciamento Ambiental Eletrônico a Distância

SNCR
ZANE

Sistema Nacional de Crédito Rural
Zoneamento Agroecológico do Nordeste Brasileiro

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
1.1	OBJETIVOS.....	20
1.1.1	Objetivo geral.....	20
1.1.2	Objetivos específicos.....	20
1.2	Estrutura da dissertação.....	20
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
2.1	Agricultura convencional.....	21
2.2	Agrotóxicos.....	23
2.2.1	Classificação dos agrotóxicos.....	23
2.2.2	Nomenclatura e avaliação tripartite.....	25
2.2.3	Saúde do trabalhador.....	27
2.2.4	Agrotóxicos e mau uso.....	29
2.3	Contaminação ambiental.....	31
2.4	Modelagem ambiental.....	33
2.5	Gerenciamento de bacias hidrográficas.....	37
3	METODOLOGIA.....	41
3.1	Caracterização da área em estudo.....	41
3.1.1	Enquadramento no Nordeste brasileiro.....	42
3.1.2	Produção agrícola.....	44
3.2	Procedimentos.....	46
3.3	Escolha dos índices utilizados.....	47
3.3.1	Critério CDFA.....	47
3.3.2	Critérios da EPA.....	48
3.3.3	Índice GSI.....	49
3.3.4	Índice LEACH.....	49
3.3.5	Índice de LIX.....	50
3.3.6	GUS.....	50
3.3.7	RLPI.....	51
3.3.8	Método de GOSS.....	51
3.3.9	ARCA.....	52
3.4	Comparação entre os modelos.....	54
3.5	Gerenciamento ambiental da área.....	57

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
4.1	Índices <i>screening</i> de lixiviação.....	60
4.1.1	Análise dos índices de Fase I.....	68
4.2	Método de GOSS.....	70
4.3	ARCA.....	76
4.4	Proposições para o gerenciamento do uso de agrotóxicos.....	80
4.4.1	Delimitação da região de interesse.....	80
4.4.2	Identificação de áreas potencialmente contaminadas.....	82
4.4.3	Avaliação preliminar.....	85
4.4.4	Investigação confirmatória e investigação detalhada.....	89
4.4.5	Avaliação de potencialidade de lixiviação.....	91
4.4.6	Monitoramento.....	93
4.4.7	Cadastro de áreas contaminadas.....	94
5	CONCLUSÃO.....	96
	REFERÊNCIAS.....	97
	ANEXO A – EMPRESAS LICENCIADAS PELA CPRH NO MUNICÍPIO VITÓRIA DE SANTO ANTÃO – PE.....	113
	ANEXO B – CULTURAS AUTORIZADAS PARA CADA INGREDIENTE ATIVO DE AGROTÓXICOS UTILIZADO NA BACIA DO RIO NATUBA.....	118
	ANEXO C – MARCAS COMERCIAIS DOS AGROTÓXICOS UTILIZADOS NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO – PE.....	122

1 INTRODUÇÃO

A contaminação por agrotóxicos é um tema que vem alçando grande destaque na sociedade pela forma com que seus impactos vêm sendo observados e pela sua abordagem recorrente na literatura científica no que tange ao foco no homem e ao meio ambiente (ar, solo e recursos hídricos). O Brasil, por sua vez, sobressai-se negativamente pelo uso desses insumos com grandes arrecadações para os fabricantes. Marcos legais contribuíram fortemente para esse cenário, como o convênio ICMS 100/97 que reduzia em 60% a alíquota da cobrança desse imposto para os agrotóxicos e o decreto 6.006/06 que isentava alguns deles completamente de cobrança de impostos sobre produtos industrializados (IPI).

A partir da circulação de vários tipos de agrotóxicos, Londres (2011) esboça um fator de risco para a agricultura no Brasil, que é a comercialização de forma ampla dos agroquímicos já banidos em outros locais como Estados Unidos, China e alguns países da União Europeia, mostrando a inércia do poder público em relação a esta questão alarmante, podendo gerar efeitos negativos imensuráveis.

Este fato, aliado ao uso indiscriminado do agrotóxico, afetou a saúde humana com variadas consequências que incluem, conforme Cremonese et al. (2012), efeitos adversos na gravidez (prematuridade, baixo peso, retardo do crescimento intrauterino, morte fetal, má formações congênitas). Delduque, Marques e Silva (2010) ainda incluem nessa lista a carcinogenicidade, desregulações endócrinas, imunotoxicidade e neurotoxicidade.

Em estudos na sub bacia do baixo Natuba, situada no município de Vitória de Santo Antão e conhecida pela alta produção de hortaliças folhosas pela agricultura familiar em Pernambuco, Nascimento et al. (2013) publicaram resultados preocupantes relativos à saúde dos produtores rurais locais. Foram analisadas as enzimas Butiril Colinesterase (BuChe) e Atil Colinesterase (AChe) em amostras de sangue que indicam uma possível contaminação aguda e crônica por agrotóxicos, respectivamente, por carbamatos e organofosforados. Após a análise no Laboratório Central de Saúde Pública de Pernambuco (LACEN/PE) percebeu-se que 53% dos produtores estavam com a enzima colinesterase abaixo do considerado normal pela medicina.

Essa sub bacia tem um papel preponderante no abastecimento de Recife por meio da CEASA/PE, além de toda a região metropolitana. Todavia, o cultivo das hortaliças ocorre em meio a situações de manejo incorretas e irregulares. Rodrigues (2006) relatou de forma enfática ações inadequadas verificadas como a situação do abandono das embalagens vazias de agrotóxicos de forma indiscriminada, manipulação irregular desses insumos, frequência de

pulverização não condizente com as recomendações dos fabricantes. Ratificando esse estudo, Marques et al. (2013a) também perceberam destinação inadequada das embalagens que, dentre outras, eram queimadas e enterradas.

Assim, o meio ambiente tem sido amplamente afetado, a exemplo dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, como revela os estudos de Nascimento (2013) no rio Natuba, quando evidenciou a presença de ingredientes ativos de agrotóxicos em amostras de água subterrânea em 18 dos 24 poços de monitoramento analisados.

Vários estudos (BRAGA; GUSMÃO; MESEL, 2006; MARQUES et al., 2013b; NORONHA; LIRA; MORAIS, 2016) já vêm relatando a existência de manejo inadequado de agrotóxicos pelos agricultores rurais da economia familiar que labutam na região drenada pela sub bacia do rio Natuba. Essa manipulação feita de forma equivocada vem gerando diversos casos de contaminação ambiental nos vários compartimentos ambientais: solo, água, atmosfera e ser humano. Dentre esses, destacam-se os recursos hídricos pela sua grande importância para o crescimento e desenvolvimento das sociedades. O Brasil, bem como em vários outros países, há uma grande potencialidade na água subterrânea como opção à escassez da superficial. Todavia, ela vem sendo bastante degradada e apresenta um comportamento distinto do fluxo de contaminação em relação ao que acontece na superfície.

Sendo assim, uma solução crescentemente aplicada e sugerida é o gerenciamento ambiental na qual há a proposição de uma sequência de atividades concatenadas com um monitoramento periódico por meio de indicadores a nível das bacias hidrográficas de modo a acompanhar o seu desenvolvimento e como isto se reflete na qualidade ambiental da área.

Ademais, outras ferramentas podem ser empregadas em conjunto de modo a auxiliar no referido processo como a modelagem matemática e uso de índices aplicados a partir de fórmulas e critérios validados em estudos científicos como GSI, GUS, LIX, LEACH, RLPI, CDFA, EPA, GOSS e ARCA. Eles trazem benefícios de menos gastos com recursos financeiros dada sua aplicação, muitas vezes, por meio de softwares ou fórmulas, em detrimento de custosas análises laboratoriais. A partir das atividades de gerenciamento na qual há a tomada de decisões dos atores sociais pertinentes, tendo como base os índices empregados e melhor integrados na realidade a ser trabalhada, é possível modificar a realidade.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Propor medidas de gerenciamento ambiental para a sub bacia do Rio Natuba visando à proteção contra os impactos negativos advindos dos agrotóxicos

1.1.2 Objetivos específicos

- Calcular o potencial de lixiviação e contaminação dos princípios ativos de agrotóxicos mais utilizados em Vitória de Santo Antão-PE sobre os recursos hídricos
- Comparar diversos índices de potencialidade de lixiviação
- Estimar o potencial de lixiviação dos agrotóxicos aprovados no Brasil para as culturas alface, coentro e cebolinha

1.2 Estrutura da dissertação

O presente trabalho está estruturado em cinco capítulos, são eles: a introdução, referencial teórico, metodologia, resultados e discussão e, por último, a conclusão.

Na primeira seção, a introdução mostra de forma sucinta os objetivos (geral e específico), a importância do estudo, além dos principais argumentos que o embasam e que o motivaram. A segunda parte traz os principais autores, estudos e definições sobre a temática em apreço.

A terceira seção apresenta os procedimentos, o passo a passo e métodos utilizados para atingir os resultados, além da caracterização da área objeto do estudo. Isso foi feito de modo a possibilitar a qualquer pesquisador uma replicação do estudo, caso seja necessário. A quarta, por sua vez, exhibe os resultados alcançados e as discussões acerca da temática, mostrando o que a presente pesquisa pode auferir em consonância com a metodologia escolhida. Por fim, a quinta traz as principais conclusões e sugestões para futuros estudos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esta seção está dividida em cinco subitens que correspondem às cinco categorias teóricas consideradas como essenciais para a contextualização e aplicação do presente estudo, são elas: agricultura tradicional, agrotóxicos, contaminação ambiental, modelagem matemática e gerenciamento de bacias hidrográficas.

2.1 Agricultura convencional

O cultivo agrícola é realizado há séculos pelo homem, inicialmente para sua própria sobrevivência e, com o crescimento populacional, houve a produção em média e larga escala para a venda dos excedentes com o objetivo de gerar renda. No entanto, em função do crescimento geométrico das pessoas no mundo surgiu a imposição de meios mais eficientes economicamente para produção agrícola com menor taxa de perdas.

Esse processo de mudanças aconteceu de uma forma mais contundente na chamada Revolução Verde que trouxe a modernização da agricultura e esperança para os países com relação à fome no mundo. Assim, em meados da década de 1960, iniciou-se um processo de introdução maciça de tecnologias e insumos químicos, além da melhoria da genética das espécies de plantas. Alguns resultados práticos foram observados em países como Índia, México que triplicou e quadruplicou, respectivamente, sua produção em períodos relativamente curtos (HENRIQUES, 2009).

Indo de encontro a este pensamento, Andrade e Ganimi (2007) expõem essa revolução que foi impregnada de ideologias capitalistas de submissão do meio rural à sua lógica. Os autores mostram que isso se deve ao cenário político após a Segunda Guerra Mundial: a Guerra Fria. Então, o objetivo principal não teria sido a fome, mas sim a necessidade de dominação capitalista, ou seja, monopolizar e sujeitar os produtores rurais aos novos conhecimentos tecnológicos.

Durante cerca de 50 anos, a agricultura cresceu tendo em vista um grande acréscimo populacional, em mais de 100%. Todavia, a terra na qual se pode produzir foi elevada somente em 10%, justificando o uso dos agrotóxicos. No entanto, esse uso em massa tem gerado consequências em espécies alvo e também na vida selvagem (espécies não-alvo), necessitando de conhecimentos mais profundos sobre essa relação entre os processos biológicos e as moléculas de agrotóxicos (KÖHLER; TRIEBSKORN, 2013).

Pode-se observar que o Brasil fez parte desse processo mundial de mecanização da

agricultura, extremamente incentivado por organismos internacionais. Por meio de crescimento contínuo e constante, o PIB brasileiro tem tido uma boa cota relacionada ao agronegócio, com grande solicitação para a exportação destes produtos (NUNES, 2007).

A produção nacional é mostrada pelo IBGE (2015a) apontando o Brasil como recordista de produção anual da cana de açúcar que chegou a 737.155.724,00 em 2014, seguido da soja (86.760.520,00 t.), milho (79.877.714,00 t.) e mandioca com 23.242.064,00. Os rendimentos (em reais) chegaram a 42.175.583,00; 84.387.834,00; 25.997.304,00; 9.552.969,00; respectivamente.

Porém, a agricultura convencional utiliza de forma ampla insumos tecnológicos: máquinas e produtos químicos como os agrotóxicos, sendo esses necessários para elevar a produção de alimentos em face do acréscimo da população mundial (CHAIM; FRIGUETTO; VALARINI, 1999). Desta forma, há uma rejeição das externalidades e riscos por meio desse modelo preponderante (MARCON, 2012).

A produção agrícola de hortaliças no Brasil é dependente em demasia dos produtos agroquímicos (SAATMAN, 2016). O seu uso se insere em ciclo de difícil libertação por parte do agronegócio, uma vez que a aplicação de um tipo desse insumo faz com que a praga ganhe resistência e posteriormente novos compostos ganhem mercado taxados como “a solução”, e a situação se repete (LONDRES, 2011).

Caso não sejam respeitadas as indicações técnicas de aplicação e os limites de aplicação desses insumos, o meio ambiente e a saúde da população são grandemente afetados. Todavia, mesmo com uma preocupação sobre essa problemática, situações atípicas como acidentes pontuais podem trazer prejuízos imensos para a biota, propagando-se pelos diversos compartimentos do meio ambiente (CHAIM; FRIGUETTO; VALARINI, 1999).

Neste sentido, Ongley (2001) expõe que a agricultura é a principal causa em nível mundial de contaminação difusa ou não pontual dos corpos hídricos, sendo um modo de poluição de difícil mensuração tendo em vista o fato de não se saber os caminhos percorridos pelos contaminantes. A agricultura gera contaminação pelo uso inadequado de fertilizantes e agrotóxicos, mas também sofre com isso no que tange à utilização de águas contaminadas para irrigação e lavagem dos produtos.

Além da contaminação ambiental, as consequências desse modelo tradicional incluem a migração do campo, ou melhor, sua expulsão para a cidade devido à mecanização e suas consequências secundárias como o inchaço nas grandes cidades e a má qualidade de vida (ANDRADE; GANIMI, 2007). Assim, a justificativa de depleção e degradação dos recursos naturais precisa ser repensada e necessita, desta forma, de uma visão holística das diferentes

áreas para que esse modelo seja modificado e sua preeminência anulada (MARCON, 2012).

2.2 Agrotóxicos

O conceito jurídico trazido pela Lei 7.802 de 1989 para os agrotóxicos é de que eles são:

[...] os produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa dos seres vivos considerados nocivos (BRASIL, 1989).

O Brasil é o país que mais utiliza esses produtos no mundo e a pulverização desses produtos é feita nas principais culturas que estão implantadas no país. Segundo o Agrofit (2017), o milho apresenta muitas formulações aprovadas pelo governo brasileiro, dentre as quais se destacam abamectina, acetamiprido, acetato, acetocloro, ácido giberélico, alacloro e alfa-cipermetrina.

Essas formulações podem estar apresentadas na forma de várias marcas comerciais que possuem características específicas, vinculado ao objetivo principal de combater uma determinada praga, ou associadas a outros princípios ativos. Nesse último caso, é necessário que sejam observadas as características específicas dessa junção com relação à contaminação do meio ambiente e ao ser humano que podem ser distintas da simples soma dos dois ingredientes.

2.2.1 Classificação dos agrotóxicos

Os agrotóxicos são classificados de acordo com vários fatores, dentre os quais a composição química, a toxicidade, as consequências à saúde humana (SAVOY, 2011). Com relação à toxicidade humana se divide em quatro classes, a saber: I, II, III e IV, representando respectivamente, extremamente tóxico (vermelho), altamente tóxico (amarelo), medianamente tóxico (azul) e pouco tóxico (verde). Esta divisão foi feita visando oferecer um maior entendimento sobre os níveis de toxicidade dos produtos, mas é sempre válido lembrar que mesmo os de classe IV oferecem risco e devem ser passíveis de cuidados na armazenagem e em sua utilização.

Essa classificação foi promulgada pelo Ministério da Saúde (MS) por meio da Portaria n. 03 de 1992 com o objetivo de distinguir os produtos quanto à periculosidade (TREVISAM et al., 2010). Essa especificação se dá entre outros parâmetros pela taxa de dose letal 50 ou DL 50 (mg/Kg) que significa a dose de um determinado produto ou ingrediente que é responsável por matar 50% de indivíduos testados (CARNEIRO et al., 2015).

Além desse parâmetro, que pode ser oral ou dérmico conforme a via de exposição, para formulações líquidas e sólidas ainda são computados para essa avaliação toxicológica: a capacidade de gerar opacidade na córnea e irritação nas mucosas oculares, irritação na pele e concentração letal mediana (CL50). Quando avaliado todos os critérios fixados na norma, case algum deles seja constatado em um nível mais severo que os outros, este será considerado para o agrupamento (ANVISA, 1992). A divisão tendo em vista a DL 50 oral para formulações sólidas de agrotóxicos é demonstrada no Quadro 01.

Quadro 01 - Classificação conforme o nível de toxicidade ao ser humano tendo como parâmetro a DL₅₀ oral para formulações sólidas

Classes Toxicológicas	Grupos	Cor da Faixa	DL 50 (mg /Kg)
I	Extremamente Tóxico	Vermelho	≤ 5
II	Altamente Tóxico	Amarelo	$5 \leq 50$
III	Medianamente Tóxico	Azul	$50 \leq 500$
IV	Pouco Tóxico	Verde	> 500

Fonte: ANVISA (1992).

Todavia, o IBAMA (1996) criou outra classificação para os agrotóxicos quanto ao potencial de periculosidade ambiental (PPA). O resultado final os enquadra em classe I (altamente perigoso ao meio ambiente), classe II (muito perigoso ao meio ambiente), classe III (perigoso ao meio ambiente) e classe IV (pouco perigoso ao meio ambiente). Para tanto, o IBAMA solicita ao representante da empresa produtora vários testes que envolvem bioacumulação, persistência, transporte, toxicidade, além da capacidade de mutagenicidade, teratogenicidade e carcinogenicidade.

Com relação a sua estrutura química eles se dividem em organofosforados, carbamatos, organoclorados, piretróides sintéticos, inorgânicos, extratos vegetais, microbiais, ditiocarbamatos, dinitrofenóis, organomercuriais, antibióticos, trifênil estânico, compostos

formilamina, fentalamidas, derivados do ácido fenoxiacético, dipiridilos, glifosato, dinitroanilina, benzonitrila (SÁ; CRESTANA, 2004).

Com relação à praga a ser combatida são denominados mais comumente de inseticidas (insetos), fungicidas (fungos), herbicidas (ervas e plantas invasoras), rodenticidas (roedores), moluscicidas (moluscos), nematodidas (nematoides), acaricidas (ácaros) (TEIXEIRA, 2014). Essas classificações podem ser resumidas por meio do Quadro 02.

Quadro 02 - Resumo dos principais tipos de classificação dos agrotóxicos

CRITÉRIO	CLASSIFICAÇÃO
Praga a ser combatida	Acaricidas, fungicidas, herbicidas, inseticidas, moluscicidas, nematodidas, rodenticidas.
Estrutura química	Antibióticos, benzonitrila, carbamatos, compostos formilamina, derivados do ácido fenoxiacético, dinitroanilina, dinitrofenóis, dipiridilos, ditiocarbamatos, extratos vegetais, fentalamidas, glifosato, microbiais, organoclorados, organofosforados, organomercuriais, piretróides sintéticos, inorgânicos, trifênil estânico.
Toxicidade humana	Classes I, II, III e IV
Toxicidade ambiental	Classes I, II, III e IV

Fonte: ANVISA (1992); IBAMA (1996); Sá e Crestana (2004); Teixeira (2014).

Como visto, esses insumos existem visando eliminar pragas nos ecossistemas de modo a se ter uma maior produtividade. Todavia, esse benefício primário pretendido tem se mostrado equivocado, uma vez que as cargas desses insumos vêm acarretando a resistência dessas pragas que exige doses crescentes do produto.

2.2.2 Nomenclatura e avaliação tripartite

Existe uma controvérsia entre os estudiosos com relação à nomenclatura correta a ser utilizada para esses produtos químicos. Alguns defendem a ideia de agroquímicos, outros de defensivos agrícolas, enfocando o pressuposto de que ele existe para defender as plantações do ataque das pragas. Por sua vez, existem autores que utilizam o termo veneno associado à ideia de uso inadequado desse insumo, já outros fazem uso de agrotóxicos, termo amplamente difundido e adotado neste estudo (NASCIMENTO, 2013). Este último foi resultado de amplo debate dos atores sociais para evidenciar o perigo desse veneno (SPÍNOLA; KRINGS, 2004; SIQUEIRA; KRUIZE, 2008; BARBOSA; MACHADO, 2010).

A questão da terminologia é muito importante tendo em vista a carga intrínseca de significados e imagem (negativa ou positiva) que isso passa para quem os utiliza diretamente ou consome indiretamente, na forma de alimentos.

Sabendo disso, o senador Álvaro Dias propôs o PLS 680 de 2015 que visava alterar a lei 7.802 de 1989 substituindo a expressão agrotóxicos por produtos fitossanitários com a justificativa de ajustar a lei ao que é proposto pelo Mercado Comum do Sul (MERCOSUL).

Na verdade, a ideia principal é a de retirar a imagem negativa que existe sobre os agrotóxicos, facilitando a venda dos *commodities* agrícolas brasileiros que fazem uso em massa desses insumos. O resultado foi a arquivagem desse projeto pelo autor tendo em vista a repercussão negativa frente à sociedade civil que se mobilizou enviando um abaixo assinado e votando pela não aprovação, em consulta livre feita no site do Senado Federal.

Independentemente da terminação utilizada, atualmente os agrotóxicos para serem utilizados no país, devem passar por um processo de avaliação tripartite composto por análises do Ministério da Agricultura, da Saúde e Meio Ambiente. Eles têm a incumbência de apreciar comportamento agrônomo, a análise toxicológica e ambiental, respectivamente (PELAEZ et al., 2012; MORAES, 2015).

Nessa avaliação não se pode aprovar agrotóxicos para os quais o país não tenha métodos de desativação de seus componentes; não haja antídotos ou tratamento eficaz no Brasil; demonstrem atributos teratogênicos, carcinogênicos ou mutagênicos; induzam a alterações no aparelho reprodutor; se difundam como mais perigosos para o homem do que para os animais em testes de laboratório e ainda causem danos ao meio ambiente (BRASIL, 1989).

Apesar de ter a avaliação a partir de três ângulos distintos, há uma alta vulnerabilidade (institucional) das instituições que estão inseridas nesse contexto, associado a interferências diretas nos ministérios nas agências reguladoras. Ademais, há recorrentes ações judiciais que intimidam as providências legais a serem tomadas pelos órgãos competentes (PELAEZ et al., 2012).

Para os mesmos autores, uma questão preocupante para a execução da proposta tripartite rigorosa no Brasil é a falta de estrutura de recursos materiais, financeiros e humanos nos três órgãos responsáveis para o cumprimento da legislação em vigor.

Não obstante, outros projetos de leis do Senado que visam modificar a lei 7.802, como a 209 de 2013, pretende centralizar os registros e avaliações em único órgão e diminuir o prazo de registro para no máximo 180 dias. Também, com o objetivo de decrescer o prazo de registro do agrotóxico, há na Câmara dos Deputados o projeto de lei n. 4933/2016.

Todavia, não é plausível que todas as análises estejam inseridas em um mesmo órgão que não possui capacidade técnica para tal fim. Indo além, é uma afronta ao princípio da vedação ao retrocesso, que impede que se volte atrás em algum direito previamente estabelecido, nesse caso: à saúde, vida e ao meio ambiente ecologicamente equilibrado (MPF, 2016).

Outrossim, a lei 12.873/2013 já impõe atualmente uma abertura para a entrada de agrotóxicos sem a observância do artigo 3 da lei 7.802 em casos de emergência fitossanitária ou zoossanitária declarada pelo sistema unificado de atenção à sanidade agropecuária.

2.2.3 Saúde do trabalhador

O uso desses produtos, muitas vezes manejado de forma inadequada, traz consequências graves para a saúde humana, dentre os quais se destaca o trabalhador rural por ter contato direto com os agrotóxicos durante a pulverização e preparo da calda. Esse grupo tem maior risco de intoxicação aguda e crônica do que a população em geral.

A contaminação aguda é sentida até algumas horas depois do contato (via derme, oral e respiratória), subaguda quando os efeitos são sentidos alguns dias ou semanas depois, e crônica que produz efeitos em longo prazo (anos) (LONDRES, 2011).

A grande maioria dos agricultores rurais possui uma baixa escolaridade o que faz com que eles não sejam considerados em um amplo processo de discussão sobre os efeitos devastadores do não uso dos equipamentos de proteção individual. Essa problemática é majorada tendo em vista que o baixo nível educacional reflete diretamente na impossibilidade de leitura das informações constantes nas bulas dos agrotóxicos, levando a erros no que se refere aos procedimentos adequados (SILVA, J., et al., 2017).

A contaminação humana por agrotóxicos, pode ser ainda pior tendo em vista a multiplicidade de princípios ativos que os produtores rurais fazem uso em suas lavouras (LONDRES, 2011).

Eles têm algumas rotas de exposição ao ser humano, a saber: a exposição oral, dermal e nasal. O produtor está exposto a elas enquanto aplica e transita ou tem contato com o ambiente pulverizado. A pele é via de exposição quando o produto entra em contato com a derme, a inalação ocorre ao respirar um ar contaminado e, por último, a via oral é um meio de intoxicação quando se leva a boca algo contaminado com o agrotóxico (EXTOXNET, 2016).

Em pesquisa bibliográfica sobre a temática de saúde auditiva relacionada ao contato (direto ou indireto) com agrotóxicos, percebeu-se correlação entre o uso desses produtos

químicos e ocorrências de patologias na maioria dos artigos analisados. Dentre os agrotóxicos, o grupo dos organofosforados foi identificado como ototóxico, ou seja, tóxico para o ouvido (BRETTAS, 2016).

Nascimento et al. (2017) encontraram resíduos de agrotóxicos em parte das amostras de soros sanguíneos de 547 doadores no município de São Paulo-SP (Brasil). Dentre os 15 agrotóxicos analisados, destacou-se o p,p' DDE (metabólito do DDT) e β -HCH (grupo dos hexaclorociclohexanos) com 169 e 58 amostras com resíduos acima do limite de quantificação, respectivamente.

Por sua vez, a baixa da enzima colinesterase é um indicador de possível contaminação por agrotóxicos para os indivíduos que manejam os produtos agrotóxicos em suas lavouras. Elas são divididas em colinesterase plasmática e eritrocitária. Todavia, Câmara et al. (2012) alertam que para análises desse indicador é preciso que se estabeleçam valores de referência para a população que tenham as mesmas características e que não tenham contato com os produtos e assim fazer a análise comparativa.

Existe uma boa correlação entre inibição da colinesterase e intoxicação aguda. Dos dois tipos a análise, a colinesterase eritrocitária é mais sensível que a plasmática, tendo em vista sua correlação com a gravidade do quadro de saúde (CALDAS, 2000).

É crescente os trabalhos que manejaram dados relacionados à saúde do produtor rural por meio desse indicador, dentre eles destaca-se Moreira et al. (2002), Chaves (2007), Câmara et al. (2012) e Nascimento (2013).

Vasconcelos, Freitas e Silveira (2014), no estado de Minas Gerais, obtiveram um resultado preocupante no que se refere à realização do exame supracitado pelos trabalhadores que exercem funções ligadas ao uso de agrotóxicos. Apenas 17,66% dos empregados afirmou ter realizado tal análise sanguínea, fato que vai de encontro com a Norma Regulamentadora n. 07 e impede o diagnóstico e posterior tratamento.

A exposição aos agrotóxicos organofosforados podem gerar casos alarmantes de distúrbios neurotóxicos. Destaca-se o mal de Parkinson e neuropatia periférica que agem no organismo afetando principalmente as habilidades motoras dos indivíduos (BARTH; BIAZON, 2010).

Marques, Marques e Nascimento (2013) destacam outra forma de contaminação do ser humano pelos agrotóxicos que é a ingestão de peixes contaminados, fato este que pode gerar ou agravar casos de cânceres e distúrbios no sistema nervoso central.

Estudo encomendado pela ONG Greenpeace relatou que 30 das 50 amostras, coletadas nas feiras de São Paulo e Brasília, continham resíduos de agrotóxicos, constatando-se

alimento que abrigava até sete ingredientes ativos. Essa situação majora as externalidades ambientais negativas ao ser humano pela ingestão cumulativa de diversos princípios ativos (DIÁRIO DE PERNAMBUCO, 2017).

Neste sentido, houve um cruzamento de dados do IBGE e da ANVISA, ao investigar 743 alimentos comuns, no qual se percebeu a presença de 69 contaminantes acima do limite máximo recomendado. Então, essa contaminação vai além de alimentos agrícolas, mas também em leites, carne e derivados e industrializados tendo em vista estudo feito pelo Instituto Nacional de Câncer (INCA). A justificativa é que a pastagem na qual os animais são alimentados são pulverizadas por agrotóxicos (GERAGE, 2016).

2.2.4 Manejo com os agrotóxicos

A utilização em larga escala dos agrotóxicos se deu após a Segunda Guerra Mundial, quando a indústria desses venenos viu a possibilidade na agricultura de um novo mercado mundial. Para tanto, órgãos como a Organização das Nações Unidas a Alimentação e a Agricultura (FAO) e o Banco Mundial fizeram a disseminação desse pacote que daria início à Revolução Verde. O Brasil, bem como cada governo nacional, incentivou essa mudança em seu âmbito de atuação por meio de variadas políticas públicas e incentivos fiscais e tributários. Um exemplo foi a subordinação de empréstimos para os produtores com uma determinada cota para utilização na compra de agrotóxicos (LONDRES, 2011).

A mesma autora comenta que apesar do incentivo ao uso maciço dos agrotóxicos ter se dado em meados das décadas de 1960 e 1970, no âmbito do Sistema Nacional de Crédito Rural (SNCR) e Programa Nacional de Defensivos Agrícolas (PNDA), foi por volta de 2008, que o Brasil apresentou estrondosos gastos e uso de grandes quantidades desses produtos químicos, colocando-nos como o país que mais consome esses insumos no mundo.

O Brasil passou de um consumo de 0,8 Kg de agrotóxico por hectare em 1970, para sete Kg em 1998. Isto demonstra o aumento que houve no nosso país no que tange à utilização desse insumo (SPADOTTO et al., 2004).

Londres (2011) discursou sobre diversos casos de irresponsabilidade que têm sido vistos no Brasil com relação à má gestão desses produtos químicos, seja produtor ou consumidor. Um caso emblemático foi o vazamento de endossulfam no rio Paraíba do Sul, município de Rezende – Rio de Janeiro. Além disto, estudos comprovaram a contaminação do sangue e urina de moradores no município de Lucas do Rio Verde – Mato Grosso, além de alteração em aquíferos subterrâneos, água da chuva, no ar e até mesmo nos leites maternos.

Na mesma direção, Mascarelli (2013) explanou que estudos nos Estados Unidos tem mostrado que os efeitos da exposição aos agrotóxicos podem levar a diminuição do quociente de inteligência (QI) das crianças, além de problemas de comportamento.

Ribeiro e Camello (2014) ressaltam que os impactos ambientais negativos advindos desses produtos estão estreitamente ligados às propriedades físico-químicas, ao modo de manejo, além ao ambiente no qual ele interage. Os impactos são variados e atingem desde a biodiversidade, com desenvolvimento de resistências às pragas, até impactos na saúde humana com efeitos diversos, dependendo do grupo químico aplicado.

Indo além, Chabassou (2012) traz um novo olhar para o uso de agrotóxicos. Ele expõe que o aumento das pragas, muitas vezes ocorrido após aplicações de herbicidas ou outros tipos de produto químico, não é devido somente à eliminação dos seus inimigos naturais, mas também devido à modificação na fisiologia das plantas que gera algumas doenças iatrogênicas (patologia devido à um tratamento médico).

Ademais, o autor é adepto da teoria da trofobiose que se pauta por afirmar que uma planta só é atacada por pragas se possuir alimentos para ela. Logo, uma planta que sofre um manejo correto e adequado não tem alimentos para as pragas, logo, não é atacada.

Os agrotóxicos foram criados para terem toxicidade para determinadas pragas (VEIGA et al., 2006), no entanto o IBGE (2015b) aponta que esses insumos, muito utilizados no modelo atual da agricultura, tendem a se concentrar no solo e recursos hídricos (superficiais e subterrâneos) por meio de processos como a lixiviação e escoamento, além de agravar a saúde das pessoas expostas direta ou indiretamente.

Ratificando estas informações, Moraes (2012) comenta que os recursos hídricos aquáticos são um dos compartimentos mais vulneráveis quando se aplicam inadequadamente esses insumos e Marchesan et al. (2010) ressaltam que o fato dos rios se situarem próximos aos locais de cultivo, maximiza as chances de contaminação.

A bióloga norte-americana Rachel Carson já advertiu o mundo no ano de 1962, em seu livro *Silent Spring* (Primavera silenciosa), sobre os malefícios advindos do uso dos agrotóxicos. Carson (1962) demonstrou, por meio de diversos estudos realizados, que esse produto químico estava matando diversos animais por meio da pulverização.

A Associação Brasileira de Saúde Coletiva (ABRASCO) em seu dossiê difundiu e propagou as consequências danosas que o uso inadequado e exacerbado pode trazer para o meio ambiente, no qual o homem está incluso, além de apontar soluções para essa situação insustentável (CARNEIRO et al., 2015).

Frente aos recorrentes estudos e pesquisas que vêm comprovando os malefícios do uso

dos agrotóxicos em nível internacional e essa maximização de risco no Brasil, devido ao descaso institucional, e utilização de agrotóxicos já banidos em outros países gerou um movimento para que ocorresse uma mudança. O resultado foi o planejamento do Programa Nacional de Redução do Uso de Agrotóxicos (PRONARA) dentro do âmbito do Programa Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (PLANAPO) que visa atuar nos seguintes eixos: registro; controle, monitoramento e responsabilização de toda a cadeia produtiva; medidas econômicas e financeiras; desenvolvimento de alternativas; informação, participação e controle social; formação e capacitação.

2.3 Contaminação ambiental

A criação cada vez mais rápida de novas tecnologias e de insumos químicos aliados à falta de preocupação com as consequências vem gerando diversos impactos ambientais, destacando-se a contaminação ambiental por agrotóxicos que já é balizada e confirmada por diversos estudos distintos em vários países do mundo.

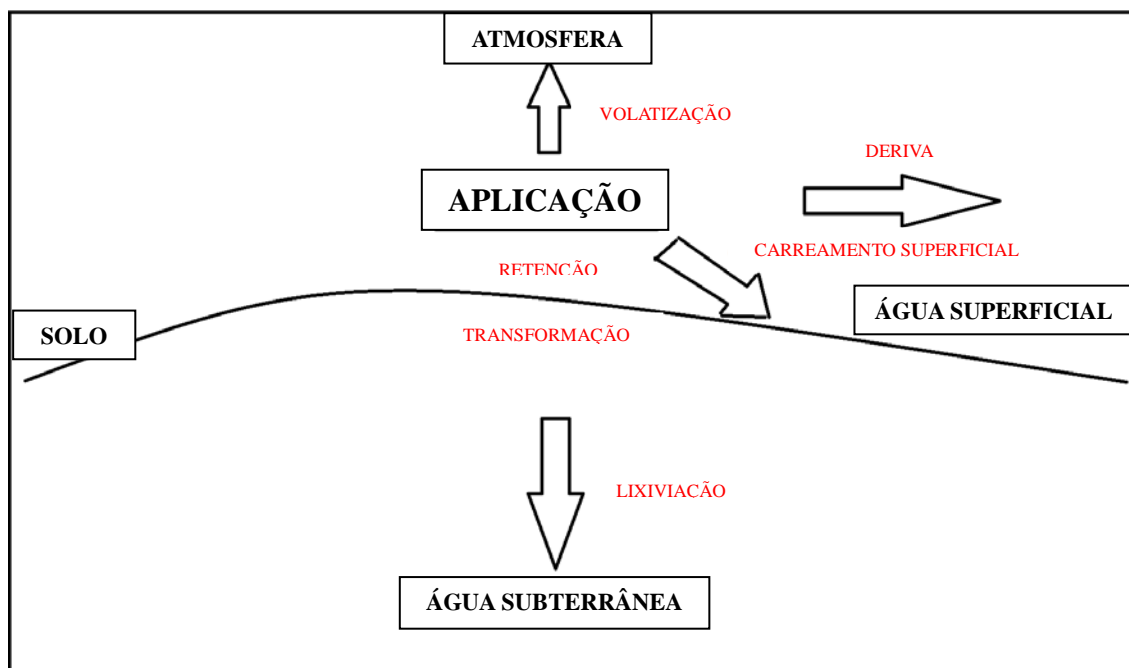
Neste sentido, os impactos ambientais são definidos pela Resolução CONAMA n. 001 de 1986 como:

qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais (BRASIL, 1986).

A contaminação supõe a ideia de que um determinado produto superou as taxas de segurança e pode gerar danos ao meio ambiente. De modo geral, os riscos são maiores para a biota quando os agrotóxicos são aplicados de forma pontual, seja de forma proposital ou não (GEBLER, 2007).

Quando se aplica um determinado agrotóxico, esse pode se comportar de vários modos dependendo de diversas situações: sorção, adsorção, degradação, além do transporte como lixiviação, volatilização, deriva e carreamento superficial. Além disso, outros fatores ainda influenciam o processo de deslocamento desses insumos como as condições meteorológicas, topografia, práticas de manejo e propriedades físico-químicas do solo (SPADOTTO et al., 2004). Na Figura 01 é possível enxergar melhor os caminhos possíveis.

Figura 01 – Caminhos percorridos pelos agrotóxicos no meio ambiente



Fonte: Adaptado de Spadotto et al. (2010).

O agrotóxico pode passar pelo processo de deriva, que consiste em seu espalhamento pelo meio ambiente por meio da atuação do vento, fazendo com que ele trace caminhos desconhecidos na biota. Em horários de muita incidência solar, há grandes chances que parte significativa do produto aplicado seja volatizada, gerando prejuízos para o meio ambiente e para o produtor que perde uma parcela significativa da calda aplicada.

Outra possibilidade é o carreamento superficial que pode ser definida como a retirada do produto do solo por meio da irrigação e/ou da água da chuva que as transporta para corpos hídricos que estejam em cota mais baixas. Ele pode ainda ser retido no solo, condicionado às suas características físico-químicas como o coeficiente de adsorção ao carbono orgânico, ou transformado. Neste caso, há probabilidade do ingrediente ativo se transformar em metabólitos com mais potencial de contaminar que o ingrediente ativo inicial. E, por último, há a propensão à lixiviação, ou seja, percolação do produto no perfil do solo, podendo atingir o lençol subterrâneo, caso exista na região.

Em estudos em dois municípios do estado de Mato Grosso, Moreira et al. (2012) demonstraram contaminação de algumas espécies de anuros (sapos e rãs) que, além das águas superficiais e águas da chuva, demonstraram uma contaminação atmosférica, configurando-se de difícil avaliação. Já estudos de Beketov et al. (2013) na Alemanha, França e no Sul da Austrália mostraram correlação entre os agrotóxicos e a taxa de riqueza regional de

invertebrados dessas localidades com perdas que chegaram a 42%, mostrando a necessidade de novas abordagens no trato desses insumos.

Especificamente, no que tange a contaminação de corpos d'água, estudos em várias partes do mundo já tem mostrado a relação entre o uso indiscriminado de agrotóxicos e rios como Teklu et al. (2015) quando modelaram cenários futuros perigosos para espécies aquáticas na Etiópia.

Frente ao exposto, sobre as contaminações nos recursos hídricos, Gloeden (1999) comenta que o processo de recuperação de bacias hidrográficas deve visar, ao fim desse, ao uso múltiplo ou a aptidão para um uso específico, opção mais adotada, tendo em vista a economia de recursos financeiros e técnicos.

Dessa forma, Riffel e Silva (2011) apontam que a problemática relacionada à contaminação dos recursos hídricos subterrâneos é algo que vem surgindo pontualmente no Brasil, mas que deve ser alvo da preocupação e ação proativa tanto por parte do Estado quanto pela sociedade de modo a não comprometê-los. Neste sentido, Fantinatti e Zuffo (2011) propõem ações visando um parcelamento e uso do solo urbano feito de maneira eficiente, observando as bacias hidrográficas para a tomada de decisões.

2.4 Modelagem matemática

A modelagem matemática é uma metodologia muito utilizada em estudos ambientais devido à sua aplicabilidade sem necessidade de grandes investimentos financeiros. Ela baseia-se basicamente na alocação de variáveis conhecidas de um dado sistema em modelos matemáticos de modo a simular cenários futuros.

Essa ferramenta está tendo suas aplicações em estudos e pesquisas muito difundidas, em especial, nos recursos hídricos nos últimos decênios. Ao longo do tempo, variáveis e importantes modificações foram sendo incluídas nesses programas que ganharam muito mais força com o advento dos computadores (LIMA, 2001).

Além disso, ela pode ser considerada como um excelente método de estudo do meio ambiente, tendo em vista sua capacidade de abrigar e fazer analogias do sistema a ser modelado, enunciando ou eliminando leis ou teorias (CHRISTOFOLETTI, 1999), além disso, são ótimas ferramentas para a avaliação ambiental para contaminação por agrotóxicos. No entanto, algumas das dificuldades encontradas é o fato de muitos softwares de modelagem serem estrangeiros com equações construídas com base em dados que muitas vezes diferem da realidade climática e geológica brasileira, sendo solicitados dados indisponíveis para a

entrada (SPADOTTO; MATALLO; MORAES, 2010).

Apesar de ser uma prática recente no Brasil, se comparada a outros países, a modelagem hidrológica tem mostrado vários benefícios, dentre os quais Santos (2012) e Souza (2012) destacam o custo financeiro pequeno se comparado ao custo de testes *in loco* nas bacias hidrográficas, tendo em vista os altos gastos com análises laboratoriais periódicas. Apesar disso, o uso de modelos não livra totalmente as análises *in loco*, mas a reduz significativamente, tendo em vista a necessidade de confirmação de cenários por meio da validação e calibração.

Neste sentido, falando sobre recursos hídricos, Souza (2012) expõe que modelar significa reproduzir um sistema hidrológico em sua totalidade ou uma parcela desse dentro de um espaço de tempo previamente determinado de modo a tentar prever as condições futuras diante de situações hipotéticas como a qualidade da água do rio posteriormente à mistura com esgoto.

Dessa forma, Lima (2001) comenta a necessidade de se aliar as diversas ferramentas existentes para que a qualidade da água seja analisada, tendo em vista o modelo do processo de desenvolvimento vigente. Algumas das ferramentas mencionadas foram: geoprocessamento, sensoriamento remoto, além de modelos ambientais matemáticos. No entanto, o autor salienta que esses instrumentos devem estar associados a uma grande quantidade de dados.

Os modelos ambientais possuem algumas funções dentre as quais se destacam a previsibilidade e simulação de cenários futuros possíveis. Elas estão relacionadas com a capacidade de prever situações futuras e assim servir de fonte para análise e planejamento para ações visando melhorar a situação em tela (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Outra característica relatada pelo autor é a replicabilidade, pois os modelos devem ser feitos de tal forma que qualquer pesquisador que deseje simular alguma situação ou até mesmo testar algo que outro pesquisador fez, tendo em vista a representatividade do sistema natural estudado, possa fazê-lo.

Dentre as características, o autor enumera algumas como: a seletividade, estruturação, enunciatividade, simplicidade, analogicidade e reaplicabilidade. A seletividade se destaca, pois está relacionada com a eliminação dos elementos que não são interessantes, ou melhor, não são julgados importantes dentre do contexto para o processo de modelagem.

Esses modelos podem ser classificados de vários modos conforme alguns elementos, dentre eles se tem a representação dos modelos (físicos e matemáticos), quanto à distribuição no espaço das variáveis (concentrados e distribuídos), distribuição temporal das variáveis

(estáticos ou permanentes e dinâmicos ou transitórios), relacionamento entre as variáveis (fisicamente baseados, empíricos, racionais e conceituais), já no que tange a presença de erro aleatório (determinísticas e estocásticas) (SOUZA, 2012).

Os modelos físicos são representados muitas vezes por meio de um processo experimental do próprio sistema a ser modelado, tendo como barreira a questão financeira, em detrimento do modelo matemático que por meio de equações matemáticas simulam e desvendam os fenômenos que acontecem no ambiente (PAZ, 2004).

Por sua vez, o autor comenta que os concentrados aceitam que os valores de entrada de uma parcela de uma área total a ser modelada são válidos para todo o ambiente a ser prospectado; já os distribuídos inserem dados específicos para cada seção do todo, tendo em vista a alteração de variáveis em parcelas diferentes do sistema estudado.

O autor diferencia ainda o modelo empírico do conceitual, demonstrando que o primeiro se conduz por meio de observações de modo a ajustar valores sem demonstrar o processo físico, ao contrário do segundo em que se retratam esses mesmos processos. Por sua vez, Christofolletti (1999) explica que os modelos dinâmicos estão relacionados com a variação temporal, ao contrário dos estáticos que não consideram a variável tempo.

O modelo determinístico se caracteriza pela constância das variáveis ao ponto em que toda a vez que se inserir uma entrada de um dado será obtido a mesma saída, sem variações; já o estocástico ou probabilístico traz o conceito a aleatoriedade no passo em que existe a probabilidade de ocorrência de certos valores associado a uma mesma entrada (PAZ, 2004; RENNÓ; SOARES, 2003).

Assim, Martini et al. (2012) concluíram que o uso de modelos matemáticos são muito úteis, uma vez que eles conseguem prever como alguns tipos de agrotóxicos se comportam no meio ambiente. No entanto, Lima (2001) ressalta que existem modelos complexos que requerem muitas entradas de modo a simular de forma mais confiável as relações físicas, químicas e biológicas do meio.

Mas, tendo em vista a multiplicidade de usos de água e as pressões que ela tem sofrido com o aumento populacional e o uso crescente do solo, é preciso que sejam usadas ferramentas como ela para planejar as bacias hidrográficas e prever as melhores alternativas para atender ao uso dos recursos hídricos no futuro (SOUZA, 2012).

Nesse sentido, Gloeden (1999) confirma que no processo de gerenciamento de recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, os modelos matemáticos são uma opção bastante viável para se identificar o processo de transporte dos contaminantes e os perigos ulteriores.

A tecnologia da informática tem sido um grande auxiliar com variados benefícios para

os pesquisadores. Os sistemas de informação oferecem localizações para encontrar os dados desejados na internet; por outro lado, os softwares integrados surgem para associar algumas ferramentas como interfaces que tratam de mapas, estatísticas, gráficos, dentre outros. Já o terceiro são os assessores que existem com o objetivo de fornecer, com base nos elementos da informática, informações para a tomada de decisões, principalmente no caso em que se deseja obter uma opinião especializada ligada à economicidade (ONGLEY, 2001).

Entretanto, de uma forma geral, pode-se particionar em dois tipos de modelos: o de Fase I ou *screening* e o de Fase II. O primeiro se caracteriza por haver muita simplificação da realidade sem a alocação de diversas variáveis, ou seja, há uma superestimação da realidade. Já o de Fase II inclui uma gama maior de dados e recursos humanos e materiais em sua realização, sugerindo com maior precisão a concentração ambiental de determinado ingrediente ativo (IE) (SANTOS, 2012).

A despeito da descomplexificação dos sistemas ambientais realizados nos modelos *screening*, é possível obter bons resultados (resguardando-se das incertezas) em um estudo inicial, além de ser bastante útil como forma de obter indicadores para estudos mais aprofundados.

A contaminação dos recursos hídricos por meio das fontes difusas pode ser analisada através de modelos agrícolas que visam avaliar a degradação desse compartimento ambiental. Dentre eles, destacam-se ACTMO, AGNPS, CREAMS, EPIC, HPSF, SHE, SWAM, SWAT, SWRRB, WEPP (ONGLEY, 2001). Nesse quadro de modelagem ambiental hidrológica existem modelos ou códigos para se trabalhar em águas subterrâneas como o MOGROW (QUERNER, 1997), SIMGRO (QUERNER, 1988), Feflow, Groudwater Vistas, GMS, Modelmuse, Hydrus 1D, VS2DI, Seawat, Sutra, Mohid, PMWIN.

É salutar entender que em um processo de modelagem é necessário um equilíbrio na escolha do melhor modelo, tendo em vista que um modelo muito simples pode não responder satisfatoriamente aos questionamentos elencados na pesquisa e um muito refinado pode não encontrar dados suficientes para aplicá-lo. Então, é preciso que se entenda bem situação proposta no estudo para escolher bem o modelo (REBELO; CALDAS, 2014).

Todavia, SEA (2012) comenta que um modelo muito utilizado quando se fala em gestão de recursos hídricos no Chile e no mundo de forma preponderante é o *software* MODFLOW (MACDONALD; HARBAUGH, 1988). Esse programa foi criado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos da América (USGS) e dentre os vários trabalhos que utilizaram esse programa, pode-se citar Silva (2003), Bernice (2010), Montenegro et al. (2010), Sewaybricker; Vidal (2011), Xu et al. (2012), Mas-Pla et al. (2012), Wang et al.

(2013), Costa Sobrinho (2014), Monteiro, Montenegro e Montenegro (2014), Batu (2015), Ou et al. (2016). Porém, ele requer muitos dados de entrada difíceis de se conseguir, para várias regiões brasileiras, ou na amplitude temporal necessária para ser *input* no modelo.

2.5 Gerenciamento de bacias hidrográficas

A água é um recurso natural finito de grande abundância no planeta Terra que se renova constantemente por meio do ciclo hidrológico nos processos de evapotranspiração, interceptação, escoamento superficial, infiltração, precipitação. Ela é utilizada para diversas atividades como o lazer, produção energética, abastecimento público, transporte, dessedentação de animais, além de atividades agrícolas como a irrigação (BARBOSA, 2009).

Tendo em vista a relevância para o equilíbrio e para a sobrevivência na terra, foi sancionada a Lei 9.433 em 1997 que aprovou a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e colocou a bacia hidrográfica como unidade para tomada de decisões de forma descentralizada com a atuação dos diversos atores sociais pertinentes.

Posto isto, o gerenciamento de bacias hidrográficas visa diminuir as ameaças a que a população e o meio ambiente estão expostos face à contaminação advinda de diversas fontes pontuais e difusas e fornecer base como apoio ao processo decisório pertinente (GLOEDEN, 1999). Ross e Del Prette (1998) propõe uma política que integre todos os componentes do meio natural, a saber: recursos hídricos, solo, relevo, atmosfera, subsolo, flora e fauna, visando a um planejamento global integrado.

Há atualmente transição para um gerenciamento em nível da bacia hidrográfica integrada, incluindo as águas atmosféricas, superficiais e subterrâneas ao invés de um gerenciamento de resposta e setorial (TUNDISI, 2008). A adequação da gestão por bacia deve integrar as águas superficiais às subterrâneas. No Brasil, mesmo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), todos os objetivos ainda não foram alcançados (OLIVEIRA, C. et al., 2016).

A água subterrânea é superior às superficiais principalmente no que tange à qualidade. Dentre as características estão a dispensabilidade de tratamentos caros, diminuição dos gastos com grandes aduções, proteção contra inundação e desocupação de grandes áreas, além da menor propensão à evaporação. Todavia possui algumas desvantagens como os altos custos relativos à bombeamento e com manutenção preventiva, dificuldade de se registrar contaminação, além do risco de exaustão por meio da sobre exploração desse recurso e a distribuição irregular dentro do país (COSTA, 2000).

Indo além, Manoel Filho (2000) discorre que a água no subsolo também sobressai no que tange à localização que permite a exploração diretamente via poços em qualquer lugar dentro da extensão do mesmo, ao contrário dos superficiais que são extraídos por meio de barramentos de água em alguns locais específicos.

Nesse sentido, Dutton e Mace (2002), por meio dos diversos estudos de modelagem ambiental em várias seções do aquífero Ogallala (localizado no estado do Texas – EUA), concluíram que esta é uma excelente ferramenta para o gerenciamento dos lençóis subterrâneos, todavia, necessitam de dados de grande qualidade, além de informações para a calibração.

Nesse processo, faz-se necessária a inclusão das diversas entidades e organismos em conjunto ao governo, bem como entidades civis com interesses na área e grupos empresariais. Essa gestão dos recursos hídricos subterrâneos passa por três etapas, a saber: reconhecimento ou avaliação, desenvolvimento e exploração (COSTA, 2000).

Não obstante, o autor discorre ainda que a água subterrânea também apresenta vulnerabilidade à contaminação que se refere ao grau ou chance desse bem ser atingido por um contaminante. Essa vulnerabilidade, por sua vez, se divide em extrema, alta, baixa e desprezível.

Quando as águas subterrâneas sofrem contaminação por compostos são necessárias algumas ações para reverter a situação. Dentre elas, Gusmão (2002) cita o *pump-and-treat* que consiste em retirar águas em pontos específicos e tratá-las. Todavia, esse processo é lento e demasiadamente caro, fazendo-se necessário, por vezes, a adoção de diversas técnicas em conjunto para obtenção de um resultado mais eficaz.

O problema imposto com o alto custo para descontaminar esses aquíferos e a vagorosidade com que isso é feito, devido ao ritmo bastante lento de escoamento no subsolo, faz com que a proteção e prevenção desse cenário de introdução de traçadores seja muito urgente.

No estado de Pernambuco há a ocorrência de importantes bacias, dentre elas se destaca a do rio Capibaribe que é responsável por parte considerável do abastecimento da região metropolitana do Recife. Dentro dela, encontra-se a sub bacia do Tapacurá e, dentro dessa última, a sub bacia do Natuba.

A bacia do rio Capibaribe tem capacidade de acumulação hídrica em reservatórios da ordem dos 800 milhões de metros cúbicos, com área de 7.454,88 km² ou 7,58% de Pernambuco. O rio drena as regiões de desenvolvimento Sertão do Moxotó, Agreste Meridional, Agreste Central, Mata Sul e Metropolitana (SILVA JÚNIOR; SILVA, 2014).

A bacia do rio Tapacurá, por sua vez, possui algumas fontes poluidoras como as casas sem o esgotamento sanitário, a casa da farinha gerando a manipueira e a horticultura moderna que expõe o rio e os consumidores a cargas nocivas de agrotóxicos. Sugestões dadas por Braga, Gusmão e Mesel (2006), para solução dessa situação de degradação, é a articulação e conscientização dos diversos atores sociais, reconhecendo a necessidade de mudança, além da divulgação de informações para a população e proposição de políticas públicas efetivas e eficientes.

A sub bacia do Natuba foi estudada por Nascimento (2013) que constatou contaminação ambiental para as diversas matrizes ambientais na sub bacia do baixo rio Natuba, como exposto no Quadro 03.

Quadro 03 – Matrizes ambientais afetadas na região do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE

Matrizes ambientais	Resultados para as amostras analisadas
Solo	Presença de agrotóxicos na amostra representativa coletada
Água superficial	Presença de agrotóxicos em 50 % das amostras
Água subterrânea	Presença de agrotóxicos em 75 % das amostras
Ser humano	Enzima colinesterase abaixo do normal em 52,77% das amostras sanguíneas
Hortaliça	Presença de agrotóxicos em 100 % das amostras

Fonte: Nascimento (2013).

Neste contexto, é importante que se destaque que a poluição advinda de diversas fontes não se restringem somente ao recurso hídrico superficial. O lençol freático é muito importante e também sofre com o processo de degradação ambiental. Porém, a sua recuperação é muito mais difícil em relação à superficial.

Assim, Duarte et al. (2007) expressam a baixa permeabilidade da bacia do Tapacurá, na qual a sub bacia do Natuba se encontra e Menezes (2010) ratifica que boa parte dos solos dessa região são de difícil drenagem interna.

A bacia do rio Natuba possui atividade intensa de horticultura por causa, principalmente, da oferta natural de água. Então, é crucial a conservação do recurso hídrico e da capacidade de produção dos solos (SOUZA, et al., 2008). Caso contrário, é muito provável que em pouco tempo ocorra perda de produtividade e aumento de doenças advindas do uso da água contaminada.

Assim, Albuquerque (2010) comenta que para que se consiga um gerenciamento efetivo de uma bacia hidrográfica, é essencial que primeiro se conheça a hidrologia local e

suas peculiaridades. Para tanto, uma ferramenta muito boa é a criação de modelos que podem representar áreas maiores e assim realizar inferências.

Desta forma, o autor confirma que com estudos dessa área é possível ajudar na consecução de ações de gerenciamento como por meio do Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe que tem como um de seus afluentes o rio Natuba. Nesse contexto Saatman (2016) comenta que é imprescindível que sejam criadas ferramentas de monitoramento dos recursos hídricos para que se possa amenizar os impactos advindos do cultivo de hortaliças como há na sub bacia do rio Natuba.

A demanda por informações nessa sub bacia para um gerenciamento da área é tão grande e, tomando como base o instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que Penha et al. (2012) organizaram um sistema de informação com oito tipos de categorias, a saber: recurso hídrico, solo, adequação ambiental, publicações, cartografia, aspectos sociais, fotos, além do SIG-WEB para a bacia do Natuba.

Rocha, Barbosa e Dutra (2015) sugeriram um Sistema de Informação Geográfica (SIG) no assentamento Serra Grande (bacia do Natuba) com a estruturação de indicadores de sustentabilidade hidroambiental. Os *outputs* seriam cartas georreferenciadas e mapas temáticos que se mostraram efetivos no objetivo de auxiliar na tomada de decisões.

No contexto do Estado, há o Sistema de Informações Geoambientais de Pernambuco (SIG Caburé) da CPRH que congrega dados ambientais, geológicos, cobertura vegetal, resíduos sólidos, dentre outros. Todavia, ainda existe muito a ser feito com relação à criação de indicadores e ferramentas que servirão de base para o gerenciamento ambiental na região.

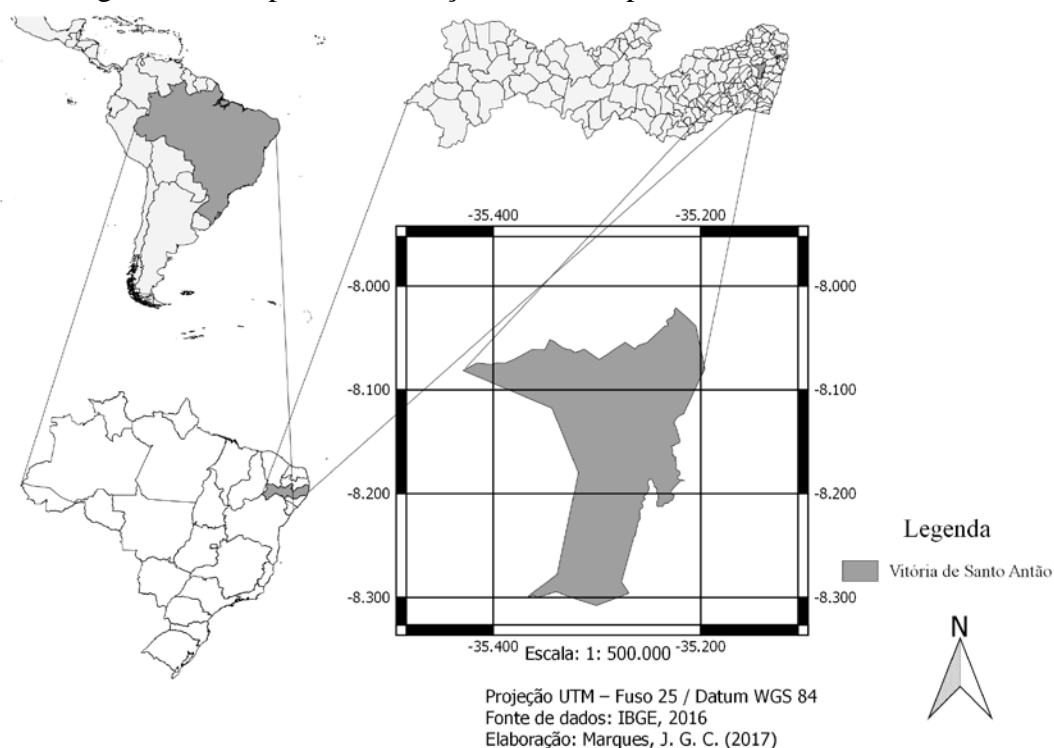
3 METODOLOGIA

Com o objetivo de entender a potencialidade de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos na sub bacia do rio Natuba foram analisados os agrotóxicos contidos em uma lista de 35 princípios ativos advindos do estudo de Nascimento (2013), adicionando quatro outros p.a. (dithiocarbamatos, fentoato, malathion e spinosad) que foram identificados nas análises feitas pela mesma autora nas diversas matrizes ambientais, somando 39 princípios ativos, por meio de modelagem matemática.

3.1 Caracterização da área em estudo

O município de Vitória de Santo Antão (Figura 02) se situa no estado de Pernambuco que tem presenciado uma grande degradação ambiental iniciada com a extração da composição vegetal para a implantação da monocultura sucroalcooleira. Advindos da agropecuária, outros impactos também foram sentidos como a utilização em ampla escala dos agrotóxicos de forma indiscriminada (PERNAMBUCO, 2001). Nascimento (2013) e Noronha, Lira e Moraes (2016) consideram esse município como o maior produtor de hortaliças folhosas do Norte-Nordeste.

Figura 02 – Mapa de localização do município de Vitória de Santo Antão – PE



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Quanto à disposição no território pernambucano, o município faz divisa ao norte com Glória do Goitá e Chã de Alegria, ao Sul com Escada e Primavera, a Leste com São Lourenço da Mata, Moreno e Cabo de Santo Agostinho e a Oeste com Pombos.

A sede de Vitória de Santo Antão está localizada a 156 metros acima do nível do mar com as seguintes coordenadas 08° 07' 05" de latitude sul e 35° 17' 29" de longitude oeste, separado por uma distância de 45,1 km de Recife. O principal acesso é realizado pela BR 232 (MASCARENHAS et al. 2005).

Antes designada na categoria de vila, tornou-se município a partir do ano de 1843 por meio da Lei Provincial n. 113 (PERNAMBUCO, 2001). Atualmente é a cidade mais populosa da região da mata sul se caracterizando por uma diversidade de atuação econômica com destaque para as culturas de cana de açúcar e de hortifrutigranjeiros (PERNAMBUCO, 2001; IFPE, 2015).

3.1.1 Enquadramento no Nordeste brasileiro

Com as informações de vegetação, relevo, clima, recursos hídricos, o quadro agrossocioeconômico e de solo, o Nordeste foi dividido, com o objetivo de facilitar a sua compreensão, em: grandes unidades de paisagem (GUP) que possuem semelhança nos aspectos informados anteriormente. Ao todo são 20 GUPs que se subdividem em 172 unidades geoambientais que vão além da divisão tradicional do Nordeste em Litoral, Agreste e Sertão (SILVA et al., 1993).

Tendo em vista as peculiaridades de cada unidade, cada área presente dentro da GUP terá potencialidades e limitações naturais associadas diretamente ao tipo de solo, vegetação, balanço hídrico e clima. Então, cada zona delimitada poderá ser utilizada da melhor forma possível, uma vez que se saberá como maximizar suas características. O critério de hierarquização tanto das GUP's quanto das unidades geoambientais foram pelo nível mais alto ao mais baixo de altitude e expressão geográfica; e das mais úmidas para as mais secas e das que tinham maior altitude para as mais baixas (SILVA et al., 1993).

Neste contexto, Vitória de Santo Antão está incluída no Zoneamento Agroecológico do Nordeste Brasileiro (ZANE), conduzido por Silva et al. (1993), na grande unidade de paisagem (GUP) Superfícies Retrabalhadas – Mar de Morros (unidade E), fato confirmado por Mascarenhas et al. (2005). Essa unidade de paisagem tem um relevo bem característico, sendo conhecido por seu conjunto de morros divididos por dissecções. Ela é conhecida por “meias-laranja” tendo em vista o formato aparente da metade de uma laranja ou ainda é

conhecida por “ondas do mar” formado por processos de intemperismos contínuos.

Dentro dessa ‘unidade E’ que abrange, além de parte de Pernambuco, os estados de Sergipe, Alagoas, Bahia e Minas Gerais, existem as unidades geoambientais que agrupam regiões com características homogêneas. Dentre as 13 existentes, Vitória está inserida na unidade E9 que se define por ser tropical chuvoso com verão seco, chuva de outono-inverno e floresta subperenifólia (SILVA et al., 1993).

Quanto à geologia, é formada por rochas cristalinas que tem a característica de baixa permeabilidade, embora, possam ocorrer falhas que permitem a existência de água subterrânea. Singhal e Gupta (1999) as exemplificam em rochas ígneas não vulcânicas e rochas metamórficas.

Quanto à pedologia, a região do baixo Natuba abriga quatro tipos de solo, a saber: latossolo amarelo, argissolo amarelo, argissolo vermelho e gleissolo (BARBOSA NETO; ARAÚJO, 2011). Araújo Filho et al. (2013), por sua vez, incluíram ainda o argissolo acizentado, neossolo flúvico e neossolo litólico em seu estudo semidetalhado do solo da referida bacia completa na escala de 1:25.000. O gleissolo é dominante e típico de áreas de várzeas devido à proximidade de rios, podendo apresentar algumas cores como acinzentado devido à redução de ferro.

Com o relevo ondulado comentado anteriormente é possível a divisão da bacia do rio Natuba em dois grandes ambientes: o primeiro se trata dos ambientes de várzeas com solos ricos em sais e bases (onde se encontram os gleissolos e neossolos flúvicos) e outro nas encostas e topos dos morros (latossolos e argissolos) onde o substrato tem menos bases e, por isso, é menos indicado para o cultivo (ARAÚJO FILHO et al., 2013).

Nota-se, ainda, uma carência hídrica durante cinco meses do ano, a saber: outubro, novembro, dezembro, janeiro e fevereiro devido às reduções na precipitação pluviométrica (BARBOSA NETO; ARAÚJO, 2011). Em especial, entre os meses de dezembro até fevereiro como consequência do exposto, muitas vezes há a paralização das atividades por causa da seca em alguns corpos hídricos superficiais (BRAGA; GUSMÃO; MESEL, 2006).

Ademais, o rio apresenta discrepância das cotas altimétricas de 410 metros, diferindo entre 160 e 570 metros (SOUZA et al., 2008). A região possui precipitação anual que oscila entre 1.008 e 1.395 mm, se concentrando nos meses de abril, maio, junho e julho. No que se refere à temperatura diária, tem uma média de 24 °C, variando entre 15 e 34 °C com clima tropical quente e úmido seguindo a classificação climática de Koppen (NASCIMENTO, 2013).

3.1.2 Produção agrícola

A produção agrícola de forma geral do município chega a abastecer até mesmo outros estados do país (COUTINHO, 2015). Mas, a sub bacia do rio Natuba, afluente da margem direita do rio Tapacurá, se configura como muito importante para o abastecimento da região metropolitana do Recife (RMR) (SOUZA et al., 2008; ALBUQUERQUE, 2010; PENHA et al., 2012). Ela drena seis assentamentos do Instituto Nacional de Reforma Agrária (INCRA), a saber: Engenho Figueiras, Engenho Pacas, Natuba, Ronda, Serra Grande e Divina Graça (PENHA et al., 2012).

Por sua vez, o rio Tapacurá drena uma área de cerca de 480 km² (SILVA et al., 2010) em seis cidades, a saber: Pombos, São Lourenço da Mata, Gravatá, Moreno, Chã Grande e, destaque para o município de Vitória de Santo Antão que representa 38,6% do total. Esse curso d'água possui 72,6 km de extensão, nascendo no município de Gravatá e afluindo para o rio Capibaribe, município de São Lourenço da Mata (BRAGA; GUSMÃO; MESEL, 2006).

A horticultura abrange 2,8% do total dessa bacia (BRAGA; GUSMÃO; MESEL, 2006), todavia esse uso se destaca principalmente pela grande quantidade de produtores rurais da agricultura familiar, tendo em vista os estudos de Barbosa Neto et al. (2011) quando concluem que esse uso corresponde a 2,41 km ou 6,2% do município de Vitória de Santo Antão. Além disso, Araújo Filho et al. (2013) ressaltam que a região drenada pelo rio Natuba é responsável por cerca de 60% do abastecimento de produtos advindos de horticultura para o mercado da zona da mata norte do estado.

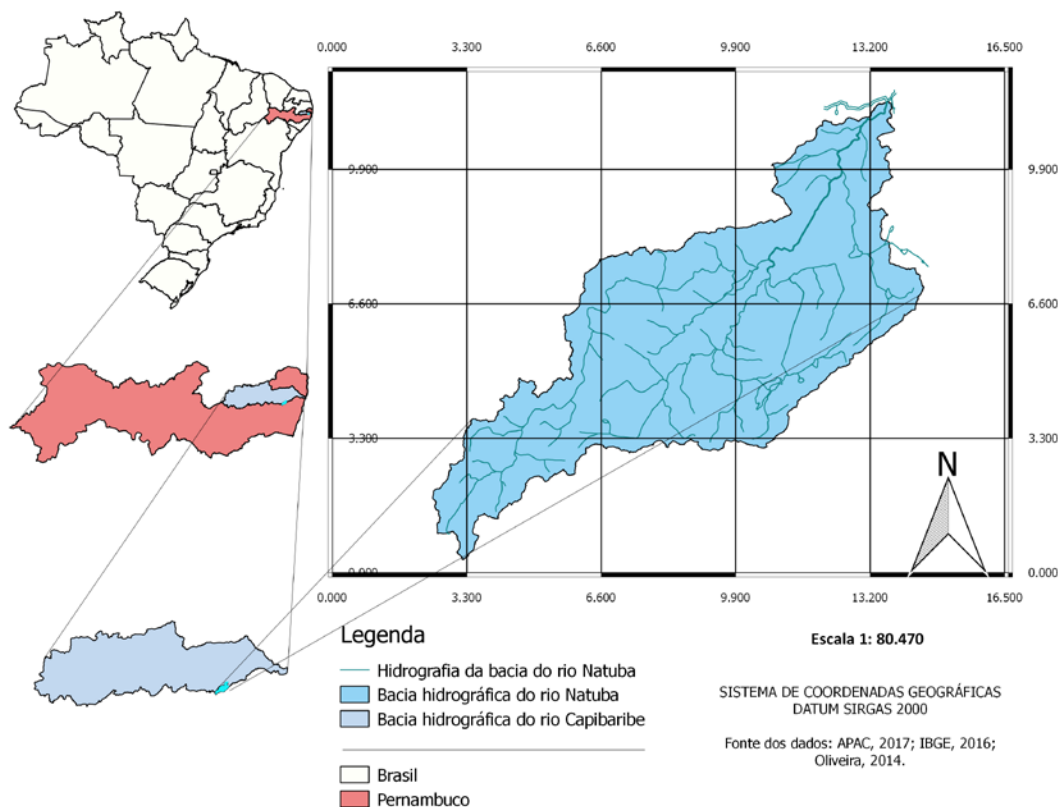
Além desses usos da terra na bacia do Tapacurá pode-se citar, dentre outros, o cultivo de cana de açúcar, pecuária, policultura, granjas, reposição florestal, capoeira (ARAÚJO; NUNES, 2003; BRAGA; GUSMÃO; MESEL, 2006; SILVA, 2010).

Com cerca de 39 km² de área de drenagem, a sub bacia corresponde a 8,23% da bacia do Tapacurá (SILVA, 2007; MENEZES, 2010; MENEZES et al., 2010; BARBOSA NETO, 2011; ARAÚJO FILHO et al., 2013; SILVA, C. et al., 2017). A região de Natuba é dividida em três partes, a saber: baixo, médio e alto Natuba se situando entre os municípios de Vitória de Santo Antão e Pombos – PE. A localização da bacia pode ser visualizada na Figura 03.

A bacia está em uma área de baixa densidade de drenagem com clima tropical que favorece o intemperismo e desenvolvimento de solos profundos (SILVA, C. et al., 2017). A sub bacia do baixo Natuba é situada integralmente em Vitória de Santo Antão e é conhecida pela produção de hortaliças folhosas, sendo considerada por muitos como o cinturão verde do estado de Pernambuco (CAVALCANTI; FERREIRA; NASCIMENTO, 2010; RIBEIRO,

2011; MARQUES et al., 2013a). Neste sentido, Souza e Araújo (2011) comentam que essa região produz e fornece cerca de 60% e hortaliças folhosas do que é consumido na RMR.

Figura 03 - Caracterização da bacia hidrográfica do Natuba



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

A bacia do Natuba tem a presença de aquífero não confinado ou freático, pois não tem camada impermeável, fato ratificado por Nascimento (2013) ao afirmar que os poços escavados no seu experimento são freáticos.

Mascarenhas et al. (2005) comentam que, conforme o cadastro de poços de extração de água subterrânea no município de Vitória de Santo Antão, constata-se que 70% deles são de propriedade privada e apenas os 30% restantes públicos. Isso expõe a apropriação desse recurso por parte da população que se vale dessa opção, muitas vezes, pela dificuldade no abastecimento hídrico público.

O município está englobado no Domínio Hidrogeológico Fissural que é composto por rochas de embasamento cristalino que tem inserido os sub domínios rochas metamórficas e rochas ígneas (MASCARENHAS et al., 2005). Silva e França (2013) comentam que o solo presente na área em tela tem contato com o lençol freático com pouca profundidade.

Assim, a comunidade do Natuba tem na agricultura historicamente um meio de subsistência de parte significativa de sua população, sendo facilitado pelo fato de ser banhado do rio Natuba que fornece água para a irrigação. A agricultura nessa região, ao mesmo tempo, afeta e é afetada pelos impactos negativos de diversas ordens (BRANDÃO, 2013a, 2013b).

A horticultura é caracterizada localmente pela baixa produtividade gerada, dentre outros fatores pela situação pedológica, descontinuidade das chuvas, problemas fitossanitários, além de uso demasiado de agrotóxicos (NASCIMENTO, 2013). Desta forma, o processo de cultivo das hortaliças nessa comunidade traz em si vários riscos invisíveis como a intoxicação dos agricultores, contaminação do solo e da água além da alteração da qualidade do alimento produzido (NORONHA; LIRA; MORAIS, 2016; SAATMAN, 2016). Esse cenário impede a sustentabilidade na comunidade, acarretando a má qualidade de vida por meio de doenças advindas do consumo de alimentos contaminados (BRANDÃO, 2013b).

Então, este estudo recortará essa bacia, atuando especificamente na região do baixo curso do rio Natuba, situada integralmente no município de Vitória de Santo Antão – PE, com foco nos recursos hídricos subterrâneos.

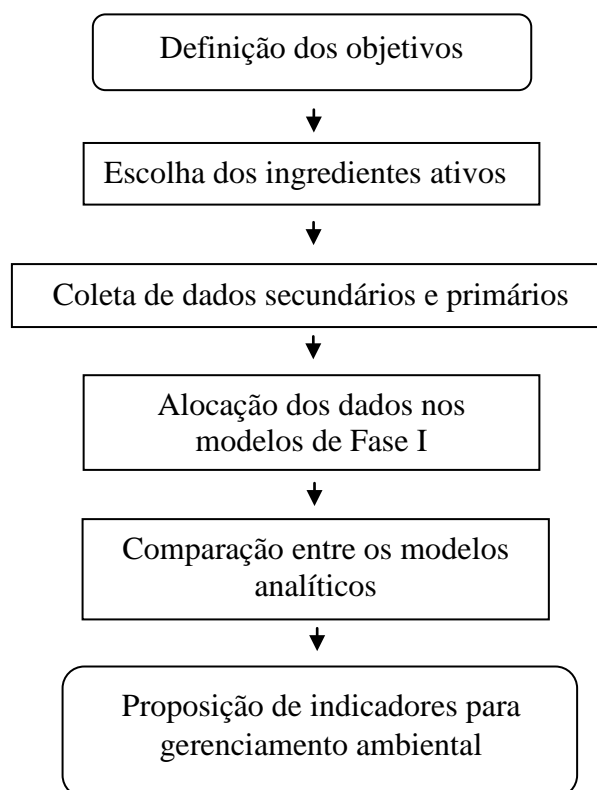
3.2 Procedimentos

O presente estudo valeu-se da estimativa de dados por meio de modelos matemáticos analíticos e a devida comparação com parâmetros vigentes com foco na sub bacia do baixo Natuba, município de Vitória de Santo Antão - PE. Assim, seguiu a sequência apontada na Figura 04.

Primeiramente foi estabelecido o objetivo do estudo que é de propor medidas de gerenciamento utilizando índices matemáticos validados na literatura. Os ingredientes ativos utilizados foram escolhidos pelos motivos explicitados no início dessa seção. Os dados foram coletados, subsequentemente, por meio de bases de dados confiáveis: *Pesticides Properties Database* (PPDB) e *Pesticide Action Network* (PAN).

Depois da aplicação, foram comparados os índices de modo a permitir a escolha mais consciente de alguns dentre eles para o processos de gerenciamento ambiental em bacias hidrográficas. E, como última etapa, foram propostas medidas visando melhorar a realidade da bacia do baixo rio Natuba.

Figura 04 - Etapas da pesquisa



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

3.3 Escolha dos índices utilizados

Os modelos ou índices utilizados nesse estudo foram escolhidos porque são os mais utilizados em pesquisas cujo objetivo seja avaliar o potencial de lixiviação de agrotóxicos no perfil do solo. Pelo fato desses modelos já terem sido testados e validados, o que foi proposto nessa pesquisa foi a aplicação, verificação da aderência e comparação para a indicação dos mais adequados ao processo de gerenciamento ambiental que se propõe.

Muitos deles são utilizados com regularidade para escolha de princípios ativos que devem ser utilizados no processo de monitoramento nos recursos hídricos em diversas regiões, tendo em vista a impossibilidade financeira para se analisar todos os princípios ativos que são utilizados na região.

3.3.1 Critério CDFA

O *California Department of Food and Agriculture* (CDFA) (WILKERSON; KIM,

1986) criou critérios para classificar os agrotóxicos com potencial de contaminar os recursos hídricos subterrâneos. Para tal divisão, foram propostas duas cláusulas, são elas:

- a) o valor de k_{oc} deve ser menor que 512 mL/g ou solubilidade em água maior que 7 mg L⁻¹; e
- b) meia vida de hidrólise maior que 13 dias ou meia vida de degradação no solo maior que 11 dias.

Caso determinado agrotóxico atenda aos dois critérios, o CDFA considera este um produto químico com grande capacidade de degradação ambiental. O k_{oc} ou coeficiente de adsorção ao carbono orgânico expressa a capacidade do p.a. permanecer adsorvido à superfície do solo, solubilidade representa a aptidão a ser dissolvido em água, meia vida de hidrólise e de degradação no solo representam o tempo em dias necessário para que aquela substância seja degradada à metade.

3.3.2 Critérios da EPA

Cohen et al. (1995) também estabeleceram critérios para definição de potencialidade de contaminação dos agrotóxicos para o recurso hídrico subterrâneo. Para que este seja analisado, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA) se utilizou dos parâmetros de solubilidade em água (mg.L⁻¹), coeficiente de adsorção à matéria orgânica (K_{oc}), constante de Henry (Pa.m³.mol⁻¹), meia vida no solo ($t_{1/2}$ em dias) e meia vida na água ($t_{1/2}$ em dias).

A constante de Henry está associada à capacidade do produto químico volatilizar, bem como Vapor de Pressão. Milhome et al. (2009) ressaltam que, em geral, K_H menores que 10⁻⁵ Pa.m³.mol⁻¹ indicam uma baixa volatilidade.

Critérios adicionais a esses são: pluviosidade, porosidade e presença ou não de aquífero confinado, tendo em vista a influência direta que esses fatores exercem sobre a potencialidade de lixiviação. De modo a manejar as informações e ofertar os resultados prontos para os pesquisadores, o software AGROSCORE (PESSOA et al., 2004), desenvolvido pela EMBRAPA, foi utilizado para efetuar todos os cálculos relativo a esse índice.

3.3.3 Índice GSI

Por sua vez, o *Groundwater Screening Index* (GSI), desenvolvido por Bishop (1986), utiliza os valores de solubilidade S (mg.L^{-1}), tempo de meia vida no solo $t_{1/2}$ (dias) além do coeficiente de partição octanol-água K_{ow} (mL.g^{-1}) por meio da Fórmula01. Ele traz um parâmetro distinto dos anteriores: coeficiente K_{ow} que se trata de afinidade da substância com as fases polar e apolar.

$$\text{GSI} = \ln [(S \cdot T^{1/2}) / \text{Log } K_{ow}] \quad (1)$$

Ele é bastante útil também para distinguir as substâncias que terão tendência para contaminar as águas subterrâneas (OLIVEIRA, M. et al., 2016a). Os valores informados podem ser agrupados conforme as faixas descritas por Oliveira, M. et al. (2016b):

GSI<1: Contaminação improvável (CI)

1< GSI < 3: possível contaminação (PC)

GSI > 3: contaminação provável (CP)

GSI > 5: contaminante deve ser tratado com atenção especial (CE)

3.3.4 Índice de LEACH

O índice de *Leaching Index* (LEACH) (LASKOWSKI et al., 1982) indica a potencialidade de contaminação tanto de lençóis subterrâneos quanto dos superficiais (ARMAS et al., 2005). Todavia, para este estudo será considerado somente o recurso hídrico subterrâneo. A fórmula para tal modelo está exposta a seguir, sendo requeridas a solubilidade em água (mg.L^{-1}) - W_s , meia vida no solo (dias) - $T^{1/2}$ solo, vapor de pressão (MPa) - V_p e coeficiente de adsorção ao carbono orgânico K_{oc} (BRITTO, 2011).

$$\text{LEACH} = [(W_s \cdot T^{1/2} \text{ solo}) / (V_p \cdot K_{oc})] \quad (2)$$

Dentre essas variáveis, a solubilidade tem um peso muito grande no resultado deste modelo e, conseqüentemente, na potencialidade de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos tendo em vista representar a quantidade máxima desse produto que pode dissolver em uma quantidade padrão de água (BRITTO, 2011).

O índice LEACH, ao contrário da maioria, não enquadra os princípios ativos em classes de potencialidade de contaminação ambiental, mas o seu entendimento deve partir do raciocínio de que quanto maior for o valor, maior será a tendência de lixiviação do produto (ARMAS et al., 2005).

3.3.5 Índice de LIX

O índice de LIX foi desenvolvido para fornecer uma noção clara sobre a potencialidade de lixiviação de alguns tipos de agrotóxicos em uma ‘escala’ que varia de 0 a 1. Ele se mostra como uma melhor ferramenta se comparado ao índice de GUS, tendo em vista que este último propõe valores negativos que dificultam a interpretação. A ideia principal desse índice é de ratificar quais produtos devem sofrer uma análise posterior sobre a sua potencial característica lixiviadora (SPADOTTO, 2002).

A fórmula estabelecida por Spadotto (2002) é:

$$\text{LIX} = \exp (-k \cdot K_{oc}) \quad (3)$$

Em que k é a taxa constante de primeira ordem do pesticida e k_{oc} o coeficiente de adsorção ao carbono orgânico.

3.3.6 GUS

Proposto por Gustafson em 1989, o índice de GUS ou *Groundwater Ubiquity Score* faz uso do coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (K_{oc}) e meia vida do agrotóxico no solo ($T_{1/2}$). Foi criado de forma a ser uma ferramenta que trabalha somente com dois dados físico-químicos, dispensando outros frequentemente utilizados como a solubilidade em água, meia vida de hidrólise e constante de Henry.

A fórmula utilizada por Gustafson (1989) é a seguinte:

$$\text{GUS} = \log (T_{1/2}) * (4 - \log K_{oc}) \quad (4)$$

3.3.7 RLPI

Hornsby, Buttler e Brown (1993), por sua vez, criou outro modelo matemático analítico relativo, ou seja, necessita da presença de outros agrotóxicos para permitir uma comparação entre eles. Segundo os autores, quanto menor o valor, maior o potencial de lixiviação.

$$RLPI = 10 * (K_{oc} / T_{1/2}) \quad (5)$$

3.3.8 Método de GOSS

O método de GOSS foi criado por GOSS (1992) com o objetivo de apresentar formas de medir a potencialidade de um determinado ingrediente ativo de agrotóxico ser carregado dissolvido em água ou adsorvido a superfície de sedimentos. Ele divide nestes dois casos os agrotóxicos conforme os requisitos elencados no Quadro 04.

Quadro 04 – Requisitos para enquadramento dos agrotóxicos conforme método de GOSS (1992)

Transporte	Potencialidade		
	Alta	Baixa	Média
Associado ao sedimento	“Se $T_{1/2} \geq 40$ e $K_{oc} \geq 1000$ ” OU “Se $T_{1/2} \geq 40$ e $K_{oc} \geq 500$ e solubilidade $\leq 0,5$ ”	“Se $T_{1/2} \leq 1$ ” OU “Se $T_{1/2} \leq 2$ e $K_{oc} \leq 500$ ” OU “Se $T_{1/2} \leq 4$ e $K_{oc} \leq 900$ e solubilidade $\geq 0,5$ ” OU “Se $T_{1/2} \leq 40$ e $K_{oc} \leq 500$ e solubilidade $\geq 0,5$ ” OU “Se $T_{1/2} \leq 40$ e $K_{oc} \leq 900$ e solubilidade ≥ 2 ”	Demais casos
Dissolvido em água	“Se Solubilidade ≥ 1 e $T_{1/2} > 35$ e $K_{oc} < 100.000$ ” OU “Se $10 \leq \text{Solubilidade} \leq 100$ e $K_{oc} \leq 700$ ”	“ $K_{oc} \geq 100.000$ ” OU “Se $T_{1/2} \leq 1$ e $K_{oc} \geq 1000$ ” OU “Se $T_{1/2} < 35$ e solubilidade $< 0,5$ ”	Demais casos

Fonte: GOSS (1992).

Esse método proposto por GOSS (1992) foi aplicado de forma separada dos demais com o objetivo de aplicar a metodologia de Soares, Azevedo e Rodrigues (2014), na qual os autores procedem a separação das culturas cultivadas na localidade que se pretende estudar e a utilizam o método de GOSS associado com o índice de GUS para estimar o potencial de contaminação de cada cultura para a sustentabilidade do arranjo produtivo local.

Conforme Nascimento (2013), as hortaliças folhosas produzidas em maior escala na região do baixo rio Natuba são alface, cebolinha e coentro. Então, foram coletados dados do Agrofit (2017) abastecidos com informações advindas do Ministério da Agricultura do Brasil sobre os agrotóxicos autorizados para cada uma das três atividades agrícolas citadas, bem como os respectivos resultados do índice de GOSS e de GUS.

3.3.9 ARCA

A Avaliação do Risco de Contaminação da Água ou ARCA foi um modelo de avaliação de risco criado por Chaves e Souza (2015) com o intuito de estimar o risco de uso de determinado uso de agrotóxico na lavoura com relação à contaminação hídrica.

Esse risco é calculado pela fórmula 7 na qual se quer descobrir o Risco (R) por meio da vulnerabilidade ambiental da gleba a ser estudada (V) e do potencial de contaminação do produto (Pc) (CHAVES; SOUZA, 2015).

$$R = V \cdot Pc \quad (7)$$

A Potencialidade de contaminação é encontrada pela fórmula 8:

$$Pc = M \cdot P \cdot T \quad (8)$$

Em que M é a mobilidade do pesticida no ambiente, P é a persistência dele e T é a toxicidade aos organismos alvo, cujas fórmulas encontram-se abaixo.

$$M = 1 / \log_{10} (K_{oc}) \quad (9)$$

$$P = \log_{10} (T_{1/2}) \quad (10)$$

$$T = (LD_{50} + DAH) / 2 \quad (11)$$

Em que K_{oc} é o coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (mg L^{-1}), $T_{1/2}$ é a meia vida do agrotóxicos no solo (dias), LD_{50} é a concentração letal aguda (96h) de peixes e DAH é a dose aceitável diária humana ($\text{mg Kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

A potencialidade de contaminação tem alguns escores para fins de avaliação que estão expostos no Quadro 05.

Quadro 05 –Escore para a potencialidade de contaminação Pc

Pc	Escore	Nível
0,00-0,83	1	Baixo
0,84-1,65	2	Médio
1,66-2,50	3	Alto

Fonte: Chaves e Souza (2015).

Por sua vez, a vulnerabilidade da localidade é encontrada por meio da Fórmula 12.

$$V = C \cdot L \cdot S \quad (12)$$

Em que C é a de textura do solo, L a distância da lavoura do rio e S é o parâmetro de manejo do solo.

Os intervalos dos parâmetros da vulnerabilidade estão expostos no Quadro 06.

Quadro 06 – Parâmetros de vulnerabilidade ambiental da gleba

Parâmetro	Descrição	Intervalo	Escore	Nível
C	Conteúdo de argila no solo	> 60%	1	Baixo
		30-60%	2	Médio
		<30%	3	Alto
L	Distância do curso d'água mais próximo	>1000 m	1	Baixo
		250-1000 m	2	Médio
		<250m	3	Alto
S	Sistema de manejo do solo	Plant. direto	1	Baixo
		Cultivo reduzido	2	Médio
		Prepar. conven.	3	Alto

Fonte: Chaves e Souza (2015).

Depois do cálculo de avaliação de risco com a Fórmula 7, os valores são analisados e classificados segundo o Quadro 07.

Quadro 07 – Avaliação de risco para a contaminação da água

Risco (R)	Nível
1-2	Baixo
3-4	Médio
6-9	Alto

Fonte: Chaves e Souza (2015).

3.4 Comparação entre os modelos

Inicialmente, com o intuito de comparar as estimativas de lixiviação de agrotóxicos utilizados na bacia aplicou-se sete modelos matemáticos do tipo *screening* ou Fase I, na primeira parte, que se caracterizam por serem de simples aplicação visando evidenciar o potencial de lixiviação dos princípios ativos utilizados na região, de modo a verificar a concordância de resultados para o mesmo princípio ativo, a fim de diminuir as lacunas existentes nos modelos, segundo Souza e Green (2016), como a necessidade de confirmação de cenários.

Trabalhou-se o critério de CDFA (WILKERSON; KIM, 1986), critério da EPA (COHEN et al., 1995), *Groundwater Screening Index* (GSI) (BISHOP, 1986), *Leaching Index* (LEACH) (LASKOWSKI et al., 1982) e *Leaching Index* (LIX) (SPADOTTO, 2002). Além desses, foram também calculados os índices de GUS (GUSTAFSON, 1989) e RLPI (HORNSBY; BUTTLER; BROWN, 1993). Posteriormente, foram aplicados os métodos de GOSS (GOSS, 1992) aplicando-se a metodologia de Soares, Azevedo e Rodrigues (2014) e o modelo ARCA (CHAVES; SOUZA, 2015) permitindo uma comparação entre eles de modo a saber quais são melhores indicadores de contaminação, visando a aplicação nos agrotóxicos mais utilizados na região do Natuba.

Os índices GSI, GUS, LIX, LEACH e RLPI foram comparados estatisticamente por meio de análise das variâncias com o intuito de saber se eles tendem a dar resultados semelhantes para que os tomadores de decisão possam escolher quais índices utilizar, de forma associada ou não, além de permitir a percepção das deficiências, tendo em vista a simplicidade envolvida. Para isso, foi realizada a padronização dos dados em relação a média de modo que os dados pudessem estar na mesma faixa de valores, tendo em vista que cada índice tem resultados em sua própria escala o que inviabilizaria a análise inicialmente.

Muitas das variáveis físico-químicas eram *inputs* comuns a muitos deles como os coeficientes de sorção (k_{oc}) e tempo de meia vida no solo ($t_{1/2}$ em dias). O valor do coeficiente de adsorção (k_{oc}) é indicativo da predisposição do agrotóxico adsorver na matéria orgânica do

solo, o que possibilita a capacidade de biodegradação no solo e água. Geralmente, segundo Oliveira, M. et al. (2016a), valores considerados baixos de K_{oc} são menores que $150 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$.

Por sua vez, a meia vida se trata do tempo necessário para que a quantidade de determinada substância seja reduzida à metade. Para melhor compreensão, todos os dados desses modelos foram elencados na Tabela 01.

A maioria dos elementos expressos foram coletados na base de dados PPDB desenvolvido pela Universidade de Hertfordshire na unidade de *Agriculture and Environment Research Unit* (AERU) da Inglaterra (OLIVEIRA, M. et al., 2016b). A base de dados abriga informações de cerca de 2.300 substâncias além de mais de 700 metabólitos com parâmetros sobre saúde humana, qualidade ambiental e riscos a biodiversidade (LEWIS et al., 2016).

O PPDB já foi usado como fonte de informações de diversos trabalhos (AZEVEDO et al. 2011; PALMA, 2011; BOTA et al., 2012; BRITO et al., 2012; RUY; REIS, 2012; SOARES et al, 2012; AKESSON et al., 2013; SPADOTTO; MINGOTI, 2014; AMÉRICO-PINHEIRO, 2015; BRITO et al., 2015; MORAES, 2015; MOTTES et al., 2015; OLIVEIRA, M. et al., 2016b), bem como o PAN (PESSOA et al., 2004; DPR, 2005; CONCIANI; PESSOA; SILVA, 2008; SILVA, 2008). PAN é um site que também abriga diversas informações sobre agrotóxicos e de igual forma foi utilizado nesse trabalho. Ele é mantido pela *Pesticide Action Network North America* (PANNA).

Além disso, a base de dados foi verificada e, não somente os nomes foram digitados para pesquisa nos bancos de dados, mas também se checkou o número de registro no *Chemical Abstracts Service* (CAS) que identifica internacionalmente cada ingrediente ativo visando dirimir qualquer dúvida a respeito do produto ou possível similaridade de nomenclaturas.

Tabela 01 - Dados de entrada para os modelos *screening*

Ingredientes ativos	Koc (mg/g)	T _{1/2} solo (dias)	T _{1/2} água (dias)	T _{1/2} hidrólise (dias)	Solubilidade - água (mg l ⁻¹)	LD ₅₀ (mg L ⁻¹)**	DAH (mg Kg ⁻¹ dia ⁻¹ ***	K _H (Pa.m ³ .mol ⁻¹)	K _{ow} (mL g ⁻¹)	Vapor de pressão (MPa)
2,4 D	39,3	4,4	7,7	39	24300	100	0,05	4 . 10 ⁻⁰⁶	0,151	0,009
2,4 D Sal Dimetilamina	46	34	60*	39	657000	496	-	1,45 . 10 ^{-16*}	7*	5,19 . 10 ^{-12*}
Abamectina	5638	28,7	2,4	-	1,21	0,0036	0,0025	2,7 . 10 ⁻⁰³	2,51 . 10 ⁰⁴	0,0037
Alfacipermetrina	57889	35	1,3	101	0,004	0,0028	0,015	6,90 . 10 ⁻⁰²	3,16 . 10 ⁰⁵	0,00034
Azoxistrobina	589	78	6,1	31	6,7	0,47	0,20	7,40 . 10 ⁻⁰⁹	316	1,10 . 10 ⁻⁰⁷
Beta Ciflutrina	64300	13	1	215	0,0012	0,000068	0,003	8,10 . 10 ⁻⁰³	7,94 . 10 ⁰⁵	0,000056
Carbofurano	25	29	6,1	37	322	0,18	0,00015	5 . 10 ⁻⁰⁵	63,1	0,08
Cartape	24,75*	3	37,5*	-	200000	1,6	-	2,05 . 10 ^{-13*}	0,112	1 . 10 ⁻¹⁰
Cipermetrina	156250	60	3	179	0,009	0,0028	0,05	0,02	200000	0,00023
Clorantraniliprole	362	597	23,5	30	0,88	13	1,56	3,2 . 10 ⁻⁰⁹	724	6,3 . 10 ⁻⁰⁹
Deltametrina	10240000	13	17	-	0,0002	0,00026	0,01	0,031	39800	0,0000124
Dicloreto de Paraquate	100000	365	37,5*	30	620000	15	0,004	4 . 10 ⁻⁰⁹	3,16 . 10 ⁻⁰⁵	0,01
Difenoconazole	6120	130	3	1730	15	1,1	0,01	9 . 10 ⁻⁰⁷	22900	3,33 . 10 ⁻⁰⁵
Dithiocarbamatos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diuron	813	75,5	8,8	1290	35,6	6,7	0,007	2 . 10 ⁻⁰⁶	741	1,15 . 10 ⁻⁰³
Espiromesifeno	30900	4,1	0,15	44,7	0,13	0,016	0,03	0,02	35500	0,007
Etefom	2540	16	2,4	2,5	1000000	101	0,03	1,45 . 10 ⁻⁰⁷	0,0129	1
Famoxadone	3847	41,1	0,1	2	0,059	0,011	0,012	4,06 . 10 ⁻⁰³	44700	0,00064
Fenoxaprope-p-etílico	11354	0,4	0,1	23,2	0,7	0,19	0,01	0,000274	38000	5,3 . 10 ⁻⁰⁴
Fentoato	1000	35	15*	-	11	2,5	0,003	5,55 . 10 ⁻⁰⁴	4900	5,3
Fluazifop-P-Butil	3394	1	0,1	78	0,93	1,42	0,01	0,049	31600	0,12
Glifosato	1424	15	9,9	35	10500	38	0,3	2,1 . 10 ⁻⁰⁷	6,31 . 10 ⁻⁰⁴	0,0131
Glifosato potássio	69200	96	-	-	-	1228	-	-	-	-
Hexazinone	54	105	37,5*	56	33000	321	0,05	1,1 . 10 ⁻⁰⁷	14,8	0,03
Imidacloprid	262	191	30	30	610	211	0,06	1,7 . 10 ⁻¹⁰	3,72 . 10 ⁰⁰	4 . 10 ⁻⁰⁷
Lambda-Cialotrina	283707	175	0,24	-	0,005	0,00021	0,0025	0,02	316000	0,0002
Linurom	842,8	57,6	13	1460	63,8	3,15	0,003	0,0002	1000	0,51
Malathion	1800	0,17	0,4	6,2	148	0,018	0,03	0,003	562	3,1
Mancozebe	998	0,1	0,2	1,3	6,2	0,074	0,05	5,9 . 10 ⁻⁰⁴	21,4	0,013
Metalaxyl M	163	6,5	24,8	1000	26000	101	0,08	3,5 . 10 ⁻⁰⁵	51,3	3,3
Methomyl	72	7	2,9	30	55000	0,63	0,0025	2,13 . 10 ⁻⁰⁶	1,23	0,72
Nonil Fenol Etoxilado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paraquat	1000000	3000	10	-	620000	19	0,004	4 . 10 ⁻¹²	3,16 . 10 ⁻⁰⁵	0,01
Pencycurom	5667	82,4	5,3	156	0,3	0,4	0,2	5,1 . 10 ⁻⁰⁴	47900	4,1 . 10 ⁻⁰⁴
Spinosad	34600	14	180*	-	235	30	0,024	1,89 . 10 ⁻⁰⁷	10000	2 . 10 ⁻⁰⁵
Picloram	13	82,8	80,8	-	560	8,8	0,3	3 . 10 ⁻⁰⁷	0,012	8 . 10 ⁻⁰⁵
Tebuconazole	1000	63	42,6	28	36	4,4	0,03	1 . 10 ⁻⁰⁵	5,01 . 10 ⁰³	1,3 . 10 ⁻⁰³
Thiamethoxam	56,2	50	30,6	6080	4100	126	0,026	4,7 . 10 ⁻¹⁰	0,741	6,6 . 10 ⁻⁰⁶
Trifloxixtrobina	2377	0,34	1,1	40	0,61	0,022	0,1	0,0023	31600	0,0034

Fonte: *Pesticides Properties Database* (PPDB) (LEWIS et al., 2016); *Pesticide Action Network* (PAN) (KEGLEY et al., 2016); *Estimativa feita no software US EPA (2017). **Concentração letal aguda (96 horas) de peixes; ***dose aceitável diária humana.

3.5 Gerenciamento ambiental da área

Embasados em Gloeden (1999), fez-se proposição de diretrizes para o gerenciamento ambiental para a região do baixo curso do Natuba focado nos agrotóxicos, para os tomadores de decisão, tendo em vista o perigo iminente de atingir dois componentes do meio ambiente: o solo e os recursos hídricos.

Com os resultados do potencial de lixiviação gerados em todos os índices para os 39 princípios ativos utilizados na área foram gerados elementos para ações de controle ambiental. Então, os produtos ou *outputs* dos modelos servirão de base para a tomada de decisões dos atores sociais que tem interesse nessa área de estudo, contribuindo para um gerenciamento mais efetivo. Foram sugeridos indicadores associados às variáveis utilizadas neste estudo a serem utilizados pelo comitê de bacia hidrográfica do rio Capibaribe na forma de um sistema de alerta para a contaminação por agrotóxicos na sub bacia do Natuba, visando conforme Souza e Green (2016) uma melhora na interlocução entre academia-Estado aspirando a um avanço em ações concretas e efetivas.

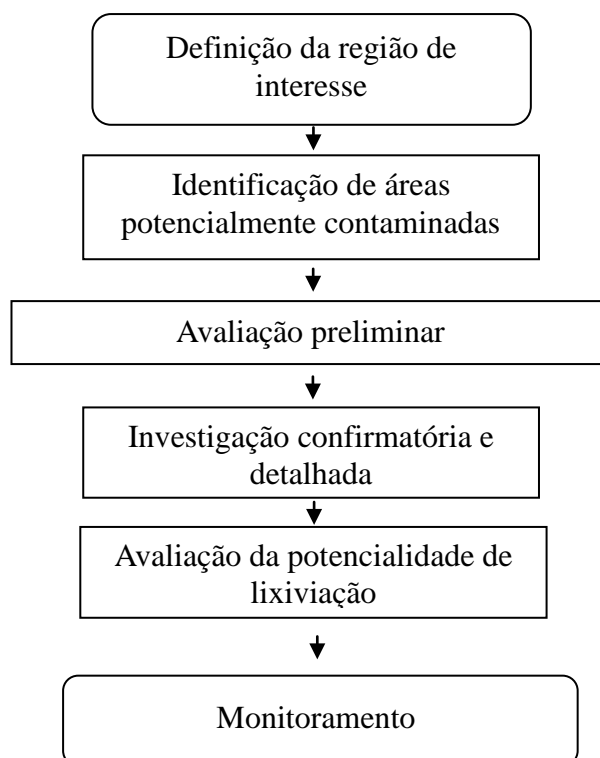
Para tanto, fez-se uma proposição de gerenciamento para a bacia hidrográfica do rio Natuba, adaptando-se a metodologia de Gloeden (1999) que segue etapas previamente definidas e pode ser uma proposta relevante para a formulação de uma política e legislação específica sobre áreas contaminadas por agrotóxicos no Brasil.

Essa metodologia de gerenciamento é pautada em etapas sequenciais, nas quais a informação obtida na etapa anterior é *input* para a posterior. Além disso, para arcar com os custos, sugere a responsabilização das pessoas jurídicas ou físicas que forem responsáveis pela contaminação e posterior obtenção de financiamento para a recuperação da área (GLOEDEN, 1999).

Desta forma, a metodologia de Gloeden foi adaptada para a realidade da presente pesquisa. O passo a passo simplificado da metodologia do autor pode ser visto na Figura 5 e, seguida do detalhamento dos mecanismos de ação adotados.

Conforme Gloeden (1999), essas etapas são agrupadas em dois processos que são a base para o gerenciamento, são eles: o processo de identificação de áreas contaminadas que alocam as quatro primeiras fases e o processo de recuperação de áreas contaminadas que agrupam as demais fases.

Figura 05 – Etapas da metodologia de gerenciamento de riscos para áreas contaminadas desenvolvido por Gloeden (1999)



Fonte: Adaptado de Gloeden (1999).

Na primeira etapa, de definição da região de interesse, foi realizada uma delimitação geográfica e física da área e dos bens que se deseja proteger nessa região conforme os interesses do órgão gerenciador da área.

Posteriormente, foram identificadas as áreas potencialmente contaminadas por meio da definição de atividades potencialmente contaminadoras, investigação por meio de fotos, levantamento de dados já existentes, além de bases de dados da CPRH. De posse dos nomes e CNPJ, foi feita uma busca no site da Receita Federal do Brasil visando confirmar os municípios onde estão localizadas e verificar o ramo de atuação principal de cada uma delas.

Feito isso, seguiu-se para a avaliação preliminar na qual procedeu-se a coleta dos dados existentes (por meio de diversas ferramentas disponíveis), inspeção de reconhecimento da área, conversas informais, além da análise de literatura disponível sobre a área.

A última etapa do processo de identificação das áreas contaminadas, a investigação confirmatória e detalhada, se deu por meio do confronto com as análises das matrizes selecionadas solo, água, ser humano e hortaliças obtidas na área em estudo comparando com o que é legalmente estabelecido. Essa etapa foi realizada a partir da comparação dos dados de análise e amostragem já feito na área por Nascimento (2013).

A avaliação da potencialidade de lixiviação é a etapa em que os riscos aos bens a proteger (como água, solo e ser humano) foram estimados e quantificados, caracterizando o risco e gerenciando-o. Foi utilizado os índices propostos nesse trabalho para avaliar o potencial dos princípios ativos lixiviarem no perfil do solo. Essa etapa é muito importante, pois é possível a proposição de modificações na área em apreço de modo que se diminua o risco associado a atividade que se está avaliando. Posteriormente, o monitoramento da área com relação aos contaminantes.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo apresenta os resultados do estudo obtidos por meio de modelos matemáticos analíticos de modo a auxiliar o processo de tomada de decisões por parte dos atores sociais pertinentes. Posteriormente, foram propostas ações de gerenciamento ambiental com foco em agrotóxicos para a bacia hidrográfica do rio Natuba utilizando indicadores de sustentabilidade ambiental.

4.1 Índices *screening* de lixiviação

Após os cálculos destes modelos matemáticos analíticos, chegou-se aos índices que podem ser vistos na Tabela 02 e conclusões subsequentes.

Os resultados para os critérios da EPA não foram satisfatórios tendo em vista o fato dele assegurar somente se um agrotóxico tem a capacidade de lixiviar por meio de diversos parâmetros, sem alocação dos mesmos em uma classe intermediária de potencialidade como o faz o índice de GUS, LIX e GSI. São necessários, além dos dados físico-químicos dos agrotóxicos, informações de precipitação anual média, presença ou não de solo poroso e aquífero não confinado tendo em vista esses fatores facilitarem o processo de lixiviação.

Assim, das três variáveis relativas à condição de campo no qual os agrotóxicos são aplicados, somente a porosidade não concordou com as condições propícias para a lixiviação, tendo em vista a baixa porosidade. Então, este estudo agiu de forma semelhante a Milhome et al. (2009), que não consideraram essas informações para o enquadramento nos índices, mas tão somente os dados físico-químico dos agrotóxicos. Apesar disto, não foi possível obter resultados satisfatórios para o presente estudo, quando comparados com os outros índices analisados.

Desta forma, apesar de ser um modelo validado e aplicado com sucesso por meio de diversos estudos (PESSOA, et al., 2004; LOURENCETTI, 2005; MILHOME et al., 2009; AZEVEDO et al., 2011; SOARES; FARIA; ROSA, 2017), ele não aderiu bem à proposta de gerenciamento quando checados com os outros modelos selecionados, tendo em vista que são desejáveis ferramentas mais simples para avaliação de risco proposta nesse trabalho.

Neste sentido, Rebelo e Caldas (2014) o destacam, dentre os métodos da literatura para triagem e alocação dos agrotóxicos quanto ao seu potencial de contaminar ou não os lençóis subterrâneos, além do índice de GUS, LIX e TLPI.

Tabela 02 - Resultados dos modelos *screening*: LIX, CDFA, EPA, GSI, LEACH, GUS e RLPI

Ingredientes ativos	CDFA	EPA	GSI	GUS	LEACH (log ₁₀)	LIX	RLPI
2,4 D	PC	NL	11,77 (CE)	1,55 (NL)	5,48	0,00 (NL)	89,31
2,4 D Sal Dimetilamina	PC	NL	17,09 (CE)	3,58 (L)	16,97	0,39 (L)	13,52
Abamectina	- PC	NL	2,06 (PC)	0,36 (NL)	0,22	0,00 (NL)	1964,45
Alfacipermetrina	- PC	NL	-3,67 (CI)	-1,18 (NL)	-2,14	0,00 (NL)	16539,71
Azoxistrobina	- PC	NL	5,34 (CE)	2,33 (T)	6,90	0,01 (T)	75,51
Beta Ciflutrina	- PC	NL	-5,93 (CI)	-0,90 (NL)	-2,36	0,00 (NL)	49461,53
Carbofurano	PC	NL	8,55 (CE)	3,81 (L)	3,66	0,55 (L)	8,62
Cartape	Inconclusivo*	NL	13,35 (CE)	1,24 (NL)	14,34	0,00 (NL)	82,50
Cipermetrina	- PC	NL	-2,28 (CI)	-2,12 (NL)	-1,82	0,00 (NL)	26041,66
Clorantraniliprole	PC	NL	5,21 (CE)	4 (L)	8,36	0,66 (L)	6,06
Deltametrina	- PC	NL	-7,47 (CI)	-3,35 (NL)	-4,68	0,00 (NL)	787692,307
Dicloreto de Paraquate	PC	NL	17,73 (CE)	-2,56 (NL)	5,35	0,00 (NL)	2739,72
Difenoconazole	PC	NL	6,10 (CE)	0,45 (NL)	3,98	0,00 (NL)	470,76
Dithiocarbamatos	-	-	-	-	-	-	-
Diuron	PC	NL	6,84 (CE)	2,05 (T)	3,45	0,00 (NL)	107,68
Espiromesifeno	- PC	NL	-2,14 (CI)	-0,30 (NL)	-2,60	0,00 (NL)	75365,85
Etefom	PC	NL	15,95 (CE)	0,72 (NL)	3,79	0,00 (NL)	1587,50
Famaxadone	- PC	NL	-0,65 (CI)	0,67 (NL)	-0,006	0,00 (NL)	936
Fenoxaprope-p-etílico	- PC	NL	-2,79 (CI)	0,02 (NL)	-1,33	0,00 (NL)	283850
Fentoato	PC	NL	4,64 (CP)	1,54 (NL)	-1,13	0,00 (NL)	285,71
Fluazifop-P-Butil	- PC	NL	-1,57 (CI)	0 (NL)	-2,64	0,00 (NL)	33940
Glifosato	PC	NL	10,80 (CE)	1 (NL)	3,92	0,00 (NL)	949,33
Glifosato potássio	Inconclusivo*	-	-	-1,67 (NL)	-	0,00 (NL)	7208,33
Hexazinone	PC	NL	14,90 (CE)	4,58 (L)	6,33	0,70 (L)	5,14
Imidacloprid	PC	NL	12,22 (CE)	3,61 (L)	9,03	0,39 (L)	13,71
Lambda-Cialotrina	- PC	NL	-1,83 (CI)	-3,26 (NL)	-1,81	0,00 (NL)	16211,82
Linurom	PC	NL	7,11 (CE)	1,89 (T)	0,93	0,00 (NL)	146,31
Malathion	- PC	NL	2,21 (PC)	- 0,57 (NL)	-2,34	0,00 (NL)	105882,35
Mancozebe	- PC	NL	-0,76 (CI)	-1 (NL)	-1,32	0,00 (NL)	99800
Metalaxyl M	PC	NL	11,50 (CE)	1,45 (NL)	2,49	0,00 (NL)	250,76
Methomyl	PC	NL	15,26 (CE)	1,81 (T)	3,87	0,00 (NL)	102,85
Nonil Fenol Etoxilado	Inconclusivo*	-	-	-	-	-	-
Paraquat	PC	NL	19,83 (CE)	-6,95 (NL)	5,26	0,00 (NL)	3333,33
Pencycurom	- PC	NL	1,66 (PC)	0,47 (NL)	1,02	0,00 (NL)	687,74
Spinosad	PC	NL	6,71 (CE)	- 0,62 (NL)	3,65	0,00 (NL)	24714,28
Picloram	PC	NL	10,09 (CE)	5,54 (L)	7,64	0,90 (L)	1,57
Tebuconazole	PC	NL	6,41 (CE)	1,8 (NL)	3,24	0,00 (NL)	158,73
Thiamethoxam	PC	NL	14,26 (CE)	3,82 (L)	8,74	0,46 (L)	11,24
Trifloxistrobina	- PC	NL	-3,07 (CI)	-0,29 (NL)	-1,59	0,00 (NL)	69911,76

CI- contaminação improvável; PC- possível contaminação; -PC- não há potencialidade de contaminação; CP- contaminação provável; CE- contaminante que deve ser tratado com especial consideração; L- lixivia; NL- não lixivia; T- transição; *Inconclusivo devido à falta de dados que compromete a aplicação dos requisitos propostos pelos autores.

Azevedo et al. (2011) ao analisar a potencialidade de contaminação em águas subterrâneas e superficiais na bacia hidrográfica do Rio Alegre (Rio Grande do Sul), fez uso do índice de GOSS, GUS e do critério EPA. Com relação a este último, 16 princípios ativos dos 19 averiguados apresentaram potencial de contaminação do lençol subterrâneo, sugerindo a execução de monitoramento, principalmente para os agrotóxicos colocados em alerta pelos modelos.

Por sua vez, Soares, Faria e Rosa (2017) inventariaram os principais ingredientes ativos no município de Campo Novo do Parecis – Mato Grosso e, posteriormente, analisaram as suas propriedades físico-químicas alocando-as no modelo matemático de GUS e pelo critério da USEPA. A partir desse estudo, concluiu-se que 26,1% dos ingredientes ativos tem potencial de contaminação de lençóis subterrâneos.

Com o uso desses modelos matemáticos, Oliveira, M. et al. (2016a) analisaram os agrotóxicos aprovados para a cultura do tomate por meio do índice de GUS que mostrou que 70% dos compostos não tem o risco de sofrer lixiviação e os 30% restantes estão na faixa de transição. Já com relação ao GSI, 41,7% devem receber tratamento especial, 20,8% não tem possibilidade de contaminação e 37,2% existe uma provável contaminação. As diferenças entre os modelos pode ser devido ao índice GSI utilizar o K_{ow} e solubilidade, ao contrário do GUS. Eles oferecem a afinidade das fases polar e apolar, além da capacidade de solubilizar em água a uma dada temperatura, respectivamente.

Quando se analisou os agrotóxicos pelo método CDFA, obteve-se um melhor produto haja vista ser composto por apenas dois requisitos que devem ser obedecidos para o princípio ativo ser considerado como potencial contaminador. Ele envolve o coeficiente de adsorção ao carbono orgânico, solubilidade em água, além de meia vida no solo e de hidrólise. Para facilitar a visualização, alocou-se os dados na Tabela 03.

Destaca-se que quatro dos p.a. não puderam ser avaliados devido à falta de algum dos dados. Ocorre que o critério CDFA é baseado em dois critérios, cada uma delas composta com duas subcláusulas. As cláusulas se baseiam que o k_{oc} deve menor que 512 mL/g ou ter solubilidade maior que 7 mg/L e meia vida de hidrólise maior que 13 dias ou meia vida no solo maior que 11 dias.

Então, a não existência de um dos dados das subcláusulas compromete o entendimento total do critério expresso por Wilkerson e Kim (1986). O cartape, por exemplo, atende aos critérios de k_{oc} e solubilidade, mas possui a $t_{1/2}$ no solo igual a 3 (não atende) e não tem dados de $t_{1/2}$ de hidrólise.

Tabela 03 - Comparação entre os critérios estabelecidos por Wilkerson e Kim (1986)

Ingredientes ativos	K _{oc} (mL/g)	Solubilidade (mg L ⁻¹)	T _{1/2} (dias) no solo	T _{1/2} (dias) hidrólise	Parecer
2,4 D	39,3	24300	4,4	39	PC
2,4 D Sal Dimetilamina	46	657000	34	39	PC
Abamectina	5638	1,21	28,7	-	- PC
Alfacipermetrina	57889	0,004	35	101	- PC
Azoxistrobina	589	6,7	78	31	- PC
Beta Ciflutrina	64300	0,0012	13	215	- PC
Carbofurano	25	322	29	37	PC
Cartape	24,75	200000	3	-	Inconclusivo*
Cipermetrina	156250	0,009	60	179	- PC
Clorantraniliprole	362	0,88	597	30	PC
Deltametrina	10240000	0,0002	13	-	- PC
Dicloreto de Paraquate	100000	620000	365	30	PC
Difenoconazole	6120	15	130	1730	PC
Dithiocarbamatos	-	-	-	-	Inconclusivo*
Diuron	813	35,6	75,5	1290	PC
Espiromesifeno	30900	0,13	4,1	44,7	- PC
Etefom	2540	1000000	16	2,5	PC
Famaxadone	3847	0,059	41,1	2	- PC
Fenoxaprope-p-etílico	11354	0,7	0,4	23,2	- PC
Fentoato	1000	11	35	-	PC
Fluazifop-P-Butil	3394	0,93	1	78	- PC
Glifosato	1424	10500	15	35	PC
Glifosato potássio	69200	-	96	-	Inconclusivo*
Hexazinone	54	33000	105	56	PC
Imidacloprid	262	610	191	30	PC
Lambda-Cialotrina	283707	0,005	175	-	- PC
Linurom	842,8	63,8	57,6	1460	PC
Malathion	1800	148	0,17	6,2	- PC
Mancozebe	998	6,2	0,1	1,3	- PC
Metalaxyl M	163	26000	6,5	1000	PC
Methomyl	72	55000	7	30	PC
Nonil Fenol Etoxilado	-	-	-	-	Inconclusivo*
Paraquat	1000000	620000	3000	-	PC
Pencycurom	5667	0,3	82,4	156	- PC
Spinosad	34600	235	14	-	PC
Picloram	13	560	82,8	-	PC
Tebuconazole	1000	36	63	28	PC
Thiamethoxam	56,2	4100	50	6080	PC
Trifloxistrobina	2377	0,61	0,34	40	- PC

PC – Potencial contaminante; - PC – Não é potencial contaminante.
*Inconclusivo devido à falta de dados que compromete a aplicação das cláusulas propostas pelos autores.

Então, a falta desse elemento faz com que não seja possível a alocação do ingrediente ativo em nenhuma classe, tendo em vista que se o dado for maior 13 ele seria potencial contaminante, caso contrário, ele seria considerado como não potencial contaminante. Por isso, esse p.a. teve o resultado tido como inconclusivo. No critério, 51,28% dos ingredientes estão classificados como potencial contaminadores da água subterrânea.

Dentre esses, embora os autores geralmente não expressem nenhum tipo de agrupamento específico para os ingredientes no critério de CDFA que tenham atendido a todos os quatro parâmetros, é importante registrar que 2,4 D sal dimetilamina, carbofurano, hexazinone, imidacloprido e thiamethoxam tiveram esse comportamento e, sendo assim, necessitam de uma maior atenção por parte dos tomadores de decisão.

O ingrediente ativo cipermetrina, não pode ser considerado como potencial contaminador de água subterrânea, dentre outros, conforme o critério CDFA, tendo em vista não ter atendido a primeira cláusula, mas tão somente a segunda. Isso foi comprovado ao passo que ele somente foi encontrado nas hortaliças e no solo nas análises de Nascimento (2013).

Quando se avaliou esses princípios ativos pelo GSI, percebeu-se que os seguintes agrotóxicos se destacaram dentre os demais (até mesmo dentro da classe de contaminantes que devem ser tratado de forma especial): paraquat, dicloreto de paraquate, 2,4 D sal dimetilamina, etefom, methomyl, hexazinone, thiamethoxam, cartape, 2,4 D, imidacloprido, methalaxyl M, picloram e glifosato. No total, 56,41% entraram nas classes onde o contaminante deve ser tratado com atenção especial (CE) ou na classe de contaminação provável (CP).

Quanto ao modelo analítico de GUS, houve uma taxa de 28,20% de agrotóxicos registrados como lixiviadores ou em transição. Corroborando com o resultado, Nascimento (2013) ao analisar os seus dados, encontrou um percentual de 28,94% para esse modelo.

As diferenças apresentadas pelos índices de GUS e GSI podem ser entendidas, segundo Oliveira, M. et al. (2016a, 2016b), pelo fato de que o segundo utiliza o coeficiente de partição entre água/octanol e o primeiro faz uso da meia vida do agrotóxico no solo e do K_{oc} .

Os autores perceberam ainda que o agrotóxico azoxystrobin esteve no rol dos princípios ativos analisados e, conforme os cálculos, o índice de GUS está na faixa de transição e pelo GSI deve ser tratado com especial consideração, o que corrobora com as classes desses dois modelos analisados no presente trabalho e confirma os dados apresentados.

O índice de LIX, por sua vez, teve 20,51% dos agrotóxicos nas classes de transição ou

como lixiviadores. Esse fato se aproxima do resultado do índice de GUS, índices divididos em não lixiviadores, transição e lixiviadores. Todavia, esses valores diferem dos percentuais de CDFA, no que tange ao quantitativo de p.a. potencialmente contaminantes, provavelmente pelo fato de não ser alocado em faixas de potencialidade na forma como os primeiros fazem.

Segundo esse modelo, clorantraniliprole, 2,4 D sal dimetilamina, carbofurano, hexazinone, imidacloprido, picloram e thiamethoxam são compostos lixiviadores e axoxistrobina se encontra na faixa de transição.

Desta vez, no índice LEACH, os valores apresentados foram expressos em escala logarítmica visando uma melhor comparação com índice de GUS (ARMAS et al., 2005), ou seja, para fins de avaliação e estudos foi considerado somente o logaritmo de base 10. Nesse sentido, destacaram-se: 2,4 D sal dimetilamina, cartape, imidacloprido, thiamethoxam, clorantraniliprole, picloram, azoxistrobina, hexazinone, 2,4 D, dicloreto de paraquate e paraquate.

Armas et al. (2005) avaliaram por meio do índice de GUS e LEACH alguns princípios ativos de agrotóxicos utilizados na produção de cana-de-açúcar perto da calha do rio Corumbataí localizado no estado de São Paulo. Segundo os autores, esse passo é essencial para indicar quais os agrotóxicos são essenciais em um programa de monitoramento por parte do governo. Com relação ao RLPI, quanto menor o valor, maior é a capacidade de lixiviar (NASCIMENTO, 2013) ao contrário do LEACH. Os agrotóxicos propensos a lixiviar, conforme RLPI, que mais se destacaram foram: picloram, hexazinone, clorantraniliprole, carbofurano, thiamethoxam, 2,4 D sal dimetilamina, imidacloprido, azoxistrobina, cartape e 2,4 D.

Como LEACH e RLPI não enquadram em faixas de possível contaminação como os demais estimou-se que, para fins de avaliação, a média aritmética simples entre os valores de cada um dos dois seria o divisor para definir os que seriam possíveis contaminantes e os que não seriam classificados como tal. Dessa forma, 48,71 % e 89,74 % foram os percentuais de ingredientes alocados como potencialmente contaminadores para LEACH e RLPI, respectivamente.

Frente ao exposto, por meio do estudo de Oliveira, M. et al. (2016b) é possível perceber que os métodos de quantificação por meio de análises laboratoriais de contaminação por agrotóxicos são muito caros. Sendo assim, uma estimativa inicial dos princípios ativos por meio de suas propriedades físico-químicas é bastante viável e vantajosa de modo que, posteriormente, sejam procedidos novos estudos com base nessa observação inicial.

Assim, excetuando-se o critério de EPA, conforme os motivos já expostos nessa seção, todos os outros índices apresentaram um percentual médio de 29,14% de ingredientes ativos utilizados no município de Vitória de Santo Antão com tendência de lixiviar.

Os seguintes princípios ativos tiveram a ocorrência em todos modelos analisados até o momento foram, excluindo o critério EPA, apontando de modo mais enfático a potencialidade de contaminar o meio ambiente: 2,4 D; 2,4 D sal dimetilamina; carbofurano; clorantraniliprole; hexazinone; imidacloprido; picloram, thiamethoxam e methomyl.

Como forma de uma melhor visualização dos agrotóxicos analisados, a Tabela 04 expressa a hierarquização entre todos os agrotóxicos selecionados e utilizados na bacia. Os modelos de USEPA e o critério CDFA não foram considerados para essa fase do estudo tendo em vista não trabalharem com classes numéricas.

Tabela 04 – Hierarquização entre os princípios ativos analisados quanto à potencialidade de contaminação

Ingredientes ativos	GSI	GUS	LEACH (log ₁₀)	LIX	RLPI	Classificação geral
Picloram	13°	01°	06°	01°	01°	1
Hexazinone	06°	02°	08°	02°	02°	2
Clorantraniliprole	21°	03°	05°	03°	03°	3
Carbofurano	14 ^a	05°	16°	04°	04°	4
Thiamethoxam	07°	04°	04°	05°	05°	4
2,4 D Sal Dimetilamina	03°	07°	01°	06°	06°	6
Imidacloprid	09°	06°	03°	06°	07°	6
Azoxistrobina	20°	08°	07°	07°	08°	7
Cartape	08°	16°	02°	08°	09°	8
Dicloreto de Paraquate	02°	34°	10°	08°	23°	9
Diuron	16°	09°	18°	08°	12°	9
2,4 D	10°	13°	09°	08°	10°	10
Paraquat	01°	37°	11°	08°	24°	10
Methomyl	05°	11°	14°	08°	11°	11
Glifosato	12°	17°	13°	08°	20°	13
Tebuconazole	18°	12°	19°	08°	14°	13
Linurom	15°	10°	22°	08°	13°	14
Fentoato	22°	14°	25°	08°	16°	15
Metalaxyl M	11°	15°	20°	08°	15°	15
Etefom	04°	18°	15°	08°	21°	17
Spinosad	17°	28°	17°	08°	28°	17
Difenoconazole	19°	21°	12°	08°	17°	18
Famaxadone	26°	19°	24°	08°	19°	19
Pencycurom	25°	20°	21°	08°	18°	20
Abamectina	24°	22°	23°	08°	22°	21
Fenoxaprope-p-etílico	32°	23°	27°	08°	36°	25
Mancozebe	27°	30°	26°	08°	34°	27

Lambda-Cialotrina	29°	35°	29°	08°	26°	29
Fluazifop-P-Butil	28°	24°	35°	08°	30°	29
Glifosato potássio	-	32°	-	08°	25°	29
Beta Ciflutrina	35°	29°	33°	08°	31°	30
Cipermetrina	31°	33°	30°	08°	29°	30
Alfacipermetrina	34°	31°	31°	08°	27°	31
Trifloxistrobina	33°	25°	28°	08°	32°	33
Espiromesifeno	30°	26°	34°	08°	33°	34
Malathion	23°	27°	32°	08°	35°	34
Deltametrina	36°	36°	36°	08°	37°	36
Dithiocarbamatos	-	-	-	-	-	-
Nonil Fenol Etoxilado	-	-	-	-	-	-

A partir da hierarquização dos princípios ativos para os cinco índices de output numérico, analisou-se as posição no ranking para cada p.a. e escolheu-se o conjunto das duas classificações (dentre as cinco) mais próximas entre si e calculou-se a média aritmética simples para estabelecer a classificação geral dos p.a., com o intuito de possibilitar a escolha, caso haja a necessidade de aplicação, do princípio ativo com um indicativo de menor potencial de risco para o meio ambiente.

Quando houve dois pares de valores com a mesma proximidade, escolheu-se o par com valor mais próximo de 1. Para fins de exemplificação, o p.a. thiamethoxam obteve as seguintes posições nos rankings dos índices: 7° (GSI), 4° (GUS), 4° (LEACH), 5° (LIX) e 5° (RLPI). Então, há dois pares que poderia se trabalhar: (4°, 4°) e (5°, 5°), mas escolheu-se o par (4°, 4°) por ter mais proximidade com 1. Efetuou-se, assim, a média entre as duas que resultou na posição geral 4°. Assim, picloram, hexazinone, clorantraniliprole, carbofurano, thiamethoxam, 2,4 D Sal dimetilamina, imidacloprido, azoxistrobina, cartape, dicloreto de paraquate, diuron, 2,4 D, paraquate, methomyl, glifosato, tebuconazole, linurom, fentoato, methalaxyl M estiveram alocados nas 15 primeiras colocações.

Dentre os cinco índices utilizados, GSI, GUS e LIX são mais indicados para programas de gerenciamento por ser mais fácil o processo de tomada de decisão, uma vez que são classificados em classes de potencial lixiviação, ao contrário do RLPI e LEACH que são índices aplicados visando à simples comparação dos ingredientes ativos.

Porém, analisando-se especificamente os p.a. azoxistrobina, imidacloprido, tebuconazole e fentoato, o imidacloprido mais uma vez se destacou na potencialidade de lixiviação, fato confirmado no estudo de Saatman (2016) quando modelou esse ingrediente no software ARAquá. Em segundo lugar, desses quatro, encontra-se a azoxistrobina que somente

não teve a confirmação de potencialidade de lixiviação pelo critério de EPA e CDFA. Em terceiro aparece o tebuconazole, seguido do fentoato.

Ratificando o resultado dos modelos, Nascimento (2013) encontrou esses princípios ativos no meio ambiente, a saber: azoxistrobina na água subterrânea, superficial, solo e hortaliças; o imidacloprido foi achado nas matrizes água subterrânea, solo e hortaliças; o tebuconazole na água subterrânea, superficial, hortaliças; e fentoato na água subterrânea.

4.1.1 Análise dos índices de Fase I

Cada índice possui uma variabilidade de dados específica e um dado intervalo numérico no qual os resultados podem variar. O GSI, GUS e LEACH assumem a possibilidade de valores negativos e que, quanto maior o número, maior a potencialidade do p.a. a lixiviar. Já o RLPI evidencia que quanto menor o seu valor, maior é a possibilidade de percolar no solo. O LIX, por sua vez, está contido no intervalo entre 0 e 1 (sem possibilidade de números negativos).

Sabendo-se disso, é inviável a execução de correlação de Pearson, por exemplo, para que tenha em mente a equivalência dos resultados de cada modelo. Para fins de uma melhor verificação desse grau de interligação entre os modelos que possuem variáveis numéricas, excluindo-se, os critérios de EPA e CDFA (com variáveis qualitativas), padronizou-se todos os dados para a mesma unidade de medida como está visto na Tabela 05.

Posteriormente, efetuou-se uma análise estatística das variâncias para saber se os modelos tendem a dar resultados semelhantes (Tabela 06).

O estudo estatístico mostrou que, apesar da heterogeneidade existente entre os modelos matemáticos, devido aos seus intervalos específicos, não existe influência na interpretação sobre a potencialidade de lixiviar dos agrotóxicos. A maioria deles utilizam alguns dados de entrada semelhantes o que justifica que, mesmo tendo aparentemente, valores discrepantes, eles se comportem de uma forma semelhante na compreensão da realidade simulada.

Tabela 05 – Valores de GSI, GUS, LEACH, LIX e RLPI padronizados

Ingredientes ativos	GSIp	GUSp	LEACHp	LIXp	RLPIp
2,4 D	0,968	1,217	0,916	-0,850	-1,000
2,4 D Sal	1,858	4,122	4,934	2,083	-1,000
Dimetilamina					
Abamectina	-0,656	-0,485	-0,923	-0,850	-0,992
Alfacypermetrina	-1,614	-2,688	-1,748	-0,850	-0,932
Azoxistrobina	-0,107	2,333	1,413	-0,774	-1,000
Beta Ciflutrina	-1,992	-2,288	-1,825	-0,850	-0,795
Carbofurano	0,430	4,451	0,280	3,286	-1,000
Cartape	1,232	0,774	4,014	-0,850	-1,000
Cipermetrina	-1,381	-4,033	-1,636	-0,850	-0,892
Clorantianiliprole	-0,129	4,722	1,923	4,113	-1,000
Deltametrina	-2,249	-5,793	-2,636	-0,850	2,262
Dicloreto de Paraquate	1,965	-4,662	0,871	-0,850	-0,989
Difenoconazole	0,020	-0,356	0,392	-0,850	-0,998
Diuron	0,144	1,933	0,206	-0,850	-1,000
Espiromesifeno	-1,358	-1,429	-1,909	-0,850	-0,688
Etefom	1,667	0,030	0,325	-0,850	-0,993
Famaxadone	-1,109	-0,041	-1,002	-0,850	-0,996
Fenoxaprope-p-etílico	-1,467	-0,971	-1,465	-0,850	0,176
Fentoato	-0,224	1,203	-1,395	-0,850	-0,999
Fluazifop-P-Butil	-1,263	-1,000	-1,923	-0,850	-0,859
Glifosato	0,806	0,431	0,371	-0,850	-0,996
Hexazinone	1,492	5,552	1,213	4,414	-1,000
Imidacloprid	1,043	4,165	2,157	2,083	-1,000
Lambda-Cialotrina	-1,306	-5,664	-1,633	-0,850	-0,933
Linurom	0,189	1,704	-0,675	-0,850	-0,999
Malathion	-0,630	-1,815	-1,818	-0,850	-0,561
Mancozebe	-1,127	-2,431	-1,462	-0,850	-0,587
Metalaxyl M	0,923	1,074	-0,129	-0,850	-0,999
Methomyl	1,552	1,589	0,353	-0,850	-1,000
Paraquat	2,316	-10,943	0,839	-0,850	-0,986
Pencycurom	-0,722	-0,328	-0,643	-0,850	-0,997
Spinosad	0,122	-1,887	0,276	-0,850	-0,898
Picloram	0,687	6,926	1,671	5,917	-1,000
Tebuconazole	0,072	1,575	0,133	-0,850	-0,999
Thiamethoxam	1,385	4,465	2,056	2,609	-1,000
Trifloxistrobina	-1,513	-1,415	-1,556	-0,850	-0,710

Tabela 06 – Análise de variância dos índices GSI, GUS, LIX, LEACH e RLPI padronizados

Variável dependente: INS					
Fonte	DF	Soma dos quadrados	Quadrado médio	F value	Pr > F
Modelo	4	19.1438873	4.7859718	1.13	0.3431
Erro	175	740.0122673	4.2286415		
Total corrigido	179	759.1561546			

4.2 Método de GOSS

Nessa seção, foi analisado o potencial de transporte dos agrotóxicos, tanto associado ao sedimento quanto dissolvido em água. Essa lista está exposta na Tabela 07.

É visível a grande quantidade de produtos autorizados para a cultura de alface, tendo em vista que é o carro-chefe da produção local em detrimento das culturas de coentro e cebolinha que, por representar menor volume de vendas, provavelmente, acabam recebendo menos propostas de registros dos fabricantes de agrotóxicos.

Tabela 07 - Ingredientes ativos de agrotóxicos autorizados por cultura

<i>ALFACE</i>						
Ingredientes ativos	Koc (mg/g)	T_{1/2} (dias)	Solubilidade - água (mg l⁻¹)	GOSS (sedimento)	GOSS (dissolvido)	GUS
Ácido 4-indol-3-ibutírico	550	30*	14700	B	M	1,86 (T)
Ácido giberílico	10	4	40000	B	M	1,81 (T)
Alfa-cipermetrina	57889	35	0,004	M	M	-1,18 (NL)
Azadiractina	7	26	260	B	M	4,46 (L)
Azoxistrobina	589	78	6,7	M	A	2,33 (T)
Bacillus pumilus	-	-	-	-	-	-
Bacillus thuringiensis	5000	2,7	10	M	M	0,13 (NL)
Beta-ciflutrina	64300	13	0,0012	M	B	-0,90 (NL)
Beta-cipermetrina	79750 *	27,1	0,9	M	M	-1,29 (NL)
Boscalida	772	200	4,6	M	A	2,56 (T)
Casugamicina	10*	17,3*	1000000*	B	M	3,71 (L)
Ciantraniliprole	241	34,4	14,2	B	A	2,49 (T)
Ciazofamida	1780	10	0,11	M	B	0,75 (NL)
Cinetina	2136*	75*	11240*	A	A	1,26 (NL)
Cloridrato de propamocarbe	619	39,3	1005000	B	A	1,93 (T)
Difenoconazole	6120	130	15	A	A	0,45 (NL)
Dimetomorfe	1360	75	12	A	A	1,62 (NL)
Éter poliglicólico de nonifenol	-	-	-	-	-	-

Fenamidona	388	7	8	B	M	1,29 (NL)
Fenoxaprope-P-etílico	11354	0,4	0,7	B	B	0.02 (NL)
Fluazifope-P-butílico	3394	1	0,93	B	B	0 (NL)
Fluopicolide	337	415	3	M	A	3,85 (L)
Glufosinato – sal de amônio	785	20	1370000	B	M	1,44 (NL)
Imidacloprido	262	191	610	M	A	3,61 (L)
Indoxacarbe	6450	17	0,2	M	B	0,23 (NL)
Iprodiona	700	36,2	6,8	B	A	1,80 (T)
Mandipropamid	859	49,1	4,2	M	A	1,80 (T)
Melaleuca alternifolia	1324	30*	5,92	M	M	1,30 (NL)
Metiram	50000 0	1	2	B	B	0 (NL)
Paecilomyces lilacinus	-	-	-	-	-	-
Pencicuirom	5667	82,4	0,3	A	M	0,47 (NL)
Pimetrozina	1100	5	270	M	M	0,67 (NL)
Piraclostrobina	9304	32	1,9	M	M	0,05 (NL)
Procimidona	378	7	2,46	B	M	1,20 (NL)
Tebuconazol	1000	63	36	A	A	1,79 (NL)
Teflubenzurom	26062	92	0,01	A	M	-0,82 (NL)
Tiabendazol	3983	500	30	A	A	1,08 (NL)
Tiacloprido	615	15,5	184	B	M	1,44 (NL)
Tiametoxam	56,2	50	4100	M	A	3,82 (L)
Trichoderma harzianum	-	-	-	-	-	-
Trifloxistrobina	2377	0,34	0,61	B	B	-0,29 (NL)
VPN-HzSNPV	-	-	-	-	-	-
CEBOLINHA						
Ingredientes ativos	Koc (mg/g)	T_{1/2} (dias)	Solubilidade em água (mg l⁻¹)	GOSS (sedimento)	GOSS (dissolvido)	GUS
Bacillus pumilus	-	-	-	-	-	-
Casugamicina	10*	17,3*	1000000*	B	M	3,71 (L)

Mandipropamid	859	49,1	4,2	M	A	1,80 (T)
COENTRO						
Ingredientes ativos	Koc (mg/g)	T_{1/2} (dias)	Solubilidade em água (mg l⁻¹)	GOSS (sedimento)	GOSS (dissolvido)	GUS
Casugamicina	10*	17,3*	1000000*	B	M	3,71 (L)

Fonte: PPDB & BPDB (LEWIS et al., 2016); PAN (KEGLEY et al., 2016); AGROFIT (2017); *Estimativa feita no software EPI USEPA (2006).

A- alto; B- baixo; L- lixivia; NL- não lixivia; T- transição.

Foram contabilizados 42 ingredientes ativos aprovados para a pulverização na alface, todavia, para cinco deles não foram encontrados os dados necessários nem conseguiu-se estimá-los. Sendo assim, a avaliação de risco dessa cultura contará com a análise de 37 princípios ativos. No caso da cebolinha, existem três ingredientes ativos aprovados e um deles não se conseguiu os dados necessários para os modelos analíticos. Por último, o coentro somente existe um aprovado com todos os dados obtidos.

Assim, os gráficos a seguir estimam o risco associado a cada uma das três culturas (Figuras 6, 7 e 8) por meio dos princípios ativos de agrotóxicos aprovados para cada uma delas, utilizando-se o método de GOSS e GUS (apresentado na seção anterior). O método de GOSS estima a potencialidade de determinado ingrediente ativo de agrotóxico ser carregado dissolvido em água (solubilização) e ser transportado adsorvido à superfície de sedimentos (adsorção). O índice de GUS, por sua vez, avalia a capacidade de lixiviar no perfil do solo da área em estudo.

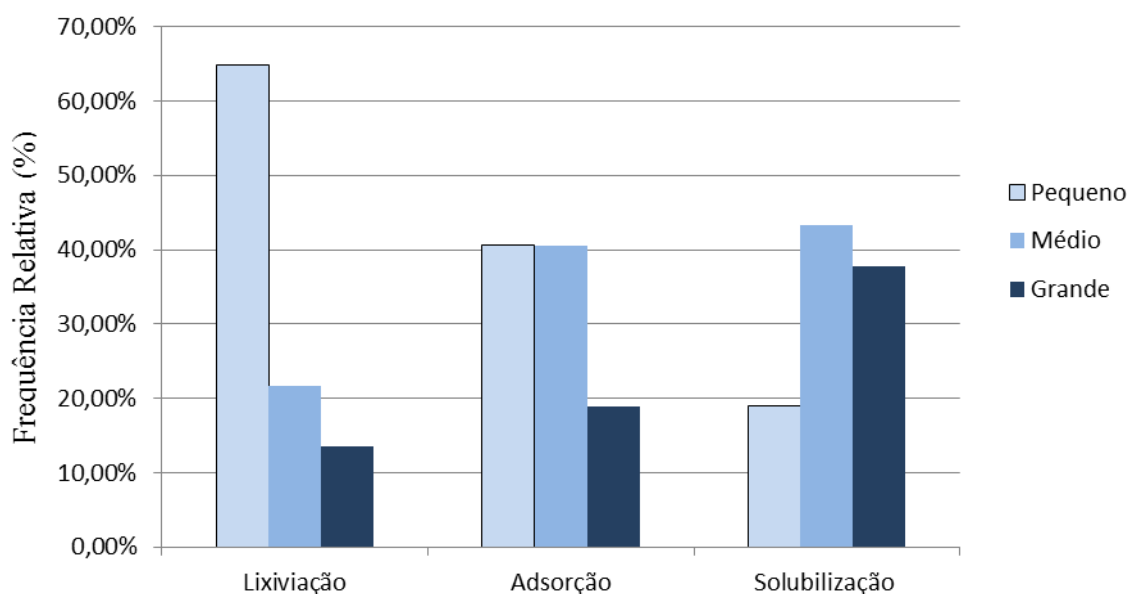
A análise de risco dos princípios ativos para a cultura do alface apresentou um potencial pequeno de lixiviação em aproximadamente 65% dos p.a. aprovados para essa cultura. Com relação ao potencial de transporte associado ao sedimento, possui 41% e, 43% para médio potencial de ser transportado dissolvido em água.

A avaliação dos p.a. aprovados para a cebolinha, por sua vez, apresenta 50% de alto e médio potencial de lixiviação, fato que se repete no potencial de transporte dissolvido em água. Isso demonstra o alto grau de risco elevado associado à esta cultura no Brasil. Assim, é ainda mais essencial que se maneje de um modo mais consciente visando evitar os danos advindos do seu uso.

No caso do coentro, somente a casugamicina é aprovada e tem alto potencial de lixiviar. Então, deve-se ter cuidados no seu manejo de modo a atenuar a possibilidade de contaminação por lixiviação. Porém, o fato é que nem sempre os p.a. autorizados pelas agências governamentais competentes são utilizadas. A utilização de princípios ativos com

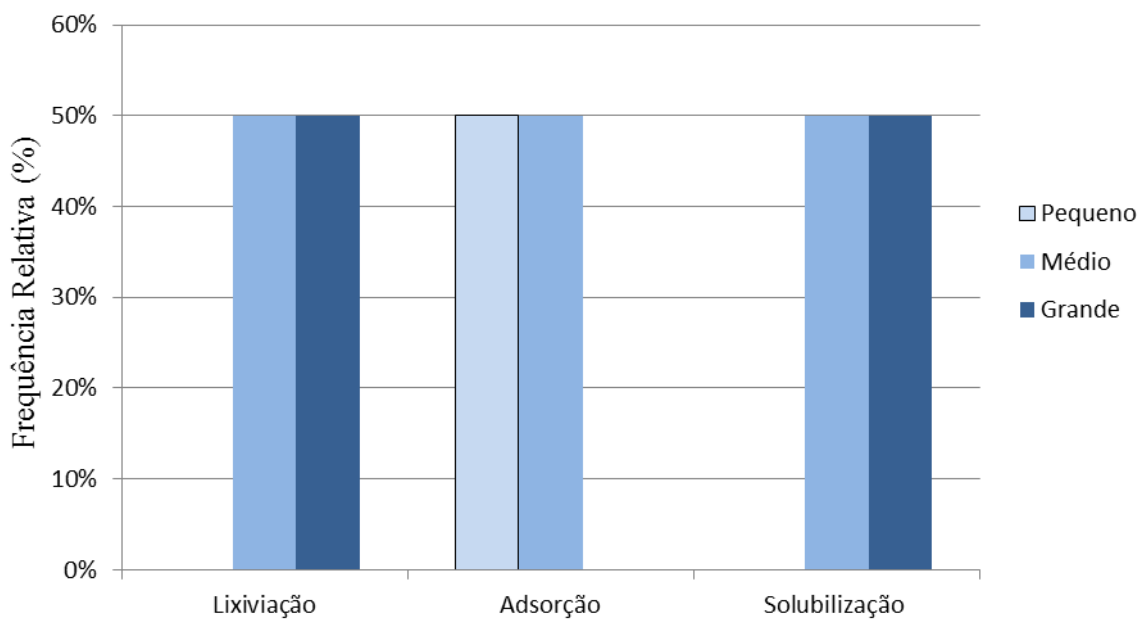
outras formulações majora o risco, tendo em vista que não se sabe exatamente qual a dimensão desse perigo.

Figura 06 – Estimativa de risco dos princípios ativos aprovados para a cultura do alface no Brasil para os recursos hídricos por meio dos métodos de GOSS (1992) e GUS (1989)



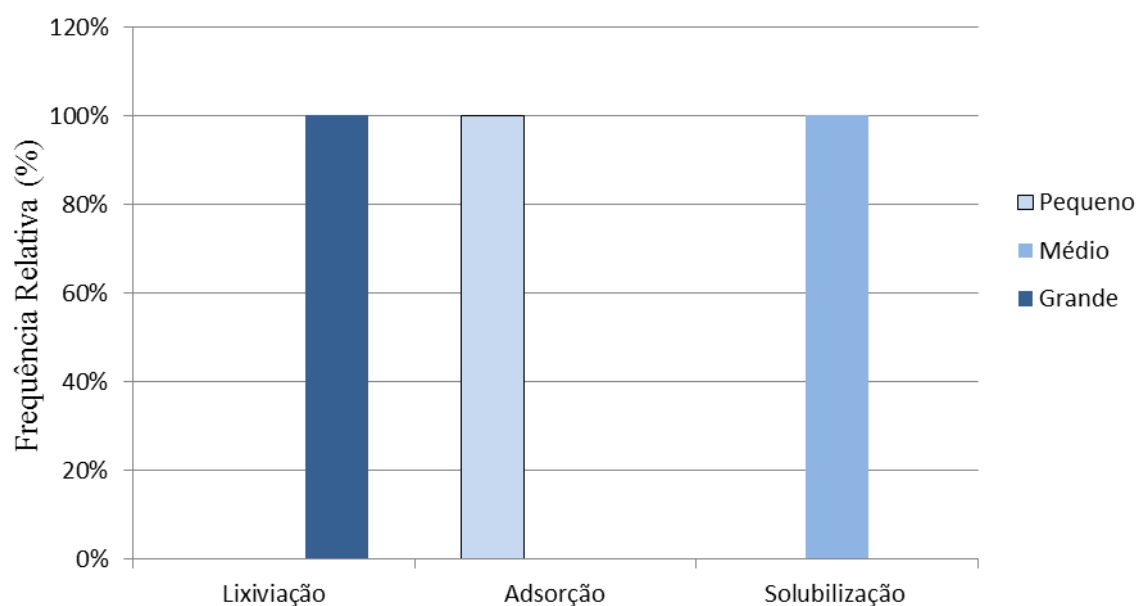
Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 07 – Estimativa de risco dos princípios ativos aprovados para a cultura da cebolinha no Brasil para os recursos hídricos por meio dos métodos de GOSS (1992) e GUS (1989)



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 08 – Estimativa de risco dos princípios ativos aprovados para a cultura do coentro no Brasil para os recursos hídricos por meio dos métodos de GOSS (1992) e GUS (1989)



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Então, procedeu-se essa mesma avaliação para a lista publicada por Nascimento (2013). A lista contém 38 marcas de agrotóxicos que são utilizados na cidade. Dentre esses nomes comerciais, estão envolvidos 35 ingredientes ativos e, para fins de análise, adicionou-se quatro pa.a que foram identificados nas análises e não estavam na lista original, somando um total de 39. Todavia, três não tiveram todos os dados encontrados na literatura, então, trabalhou-se com 36 princípios ativos (Quadro 8).

Quadro 08 – Cálculo do método de GOSS para os agrotóxicos utilizados no município de Vitória de Santo Antão – PE

Ingredientes ativos	GOSS (sedimento)	GOSS (dissolvido)
2,4 D	B	M
2,4 D Sal Dimetilamina	B	M
Abamectina	M	M
Alfacipermetrina	M	M
Azoxistrobina	M	A
Beta Ciflutrina	M	B
Carbofurano	B	M
Cartape	B	M
Cipermetrina	A	B
Clorantraniliprole	M	M
Deltametrina	M	B
Dicloreto de Paraquate	A	B

Difenoconazole	A	A
Dithiocarbamatos	-	-
Diuron	M	A
Espiromesifeno	M	B
Etefom	M	M
Famaxadone	A	M
Fenoxaprope-p-etílico	B	B
Fentoato	M	M
Fluazifop-P-Butil	B	B
Glifosato	M	M
Glifosato potássio	-	-
Hexazinone	M	A
Imidacloprid	M	A
Lambda-Cialotrina	A	B
Linurom	M	A
Malathion	B	B
Mancozebe	B	M
Metalaxyl M	B	M
Methomyl	B	M
Nonil Fenol Etoxilado	-	-
Paraquat	A	B
Pencycurom	A	M
Spinosad	M	M
Picloram	M	A
Tebuconazole	A	A
Thiamethoxam	M	A
Trifloxixtrobina	B	B

A- Alto; M- Médio; B- Baixo

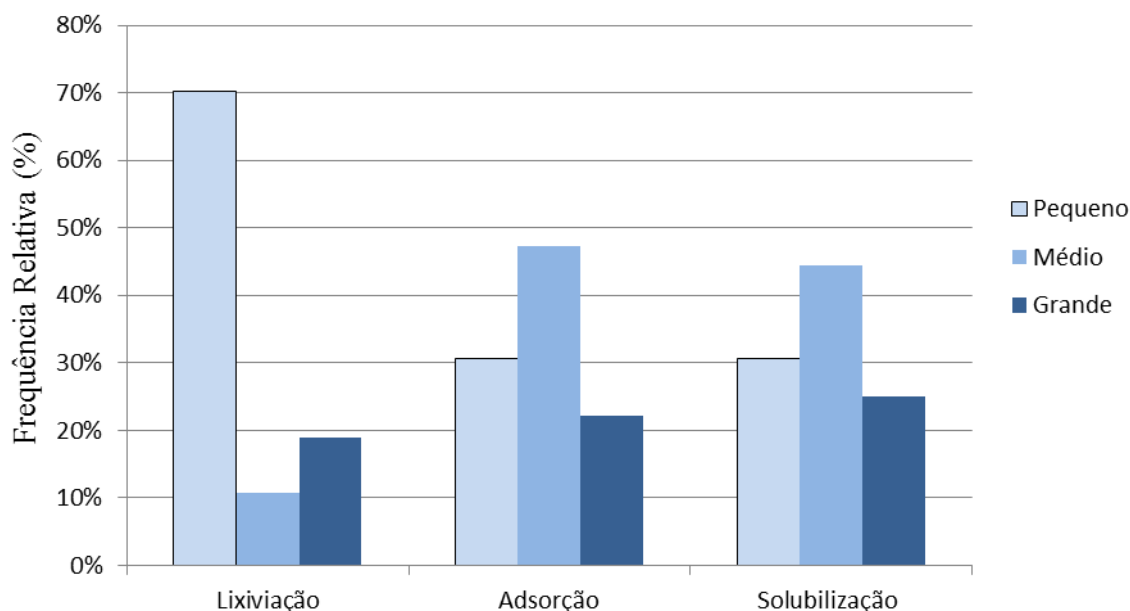
Como resultado, percebeu-se que 24,24% dos ingredientes ativos apresentaram alto potencial de transporte associado ao sedimento e 45,45% médio potencial (Figura 09). Por sua vez, 27,27% apresentaram alto potencial de transporte dissolvido na água e 42,42% médio potencial. De forma alarmante, dois deles registraram uma alta aptidão nos dois casos, a saber: tebuconazole (apresentado nas marcas “Folicur 200 EC” e “Nativo”) e difenoconazole (“Score”), exigindo, portanto, um maior controle sobre seu uso na região em estudo.

Ratificando os resultados desta seção e da anterior, Nascimento (2013) encontrou o tebuconazole nos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, além das hortaliças. Isso demonstra a capacidade de previsão e indicação pelos modelos aqui apresentados de ingredientes ativos que devem ser tidos como prioritários em um programa de gerenciamento.

Notou-se que 70% dos ingredientes ativos tem um baixo potencial de lixiviar, semelhante ao resultado dos ingredientes aprovados para a cultura da alface. Todavia, isso não indica que inexistem riscos na localidade. Ao contrário, os riscos são intrínsecos ao manejo com

esse tipo de produto. Possuem, assim, 47 % e 44 % de probabilidade de transporte associado ao sedimento e dissolvido em água, respectivamente.

Figura 09 – Estimativa de risco dos ingredientes ativos utilizados em Vitória de Santo Antão – PE por meio dos métodos de GOSS (1992) e GUS (1989)



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

4.3. ARCA

Outro modelo utilizado para a análise dos agrotóxicos usados na região de Natuba foi o ARCA, proposto por Chaves e Souza (2015), que já foi validado com os dados de uma região produtora de soja localizada no Distrito Federal (DF) e conseguiu-se resultados satisfatórios na comparação dos dados reais com os dados simulados no modelo. Então, foi comprovado que há a possibilidade de se extrapolar o resultado do modelo para a localidade de estudo.

Esse modelo é interessante também para avaliação conjunta com os índices analíticos haja vista que segundo Spadotto, Filizola e Gomes (2001) somente a mobilidade do agroquímico, por si só, não é um bom indicador de lixiviação, mas deve estar agregado a dados de persistência para uma melhor análise, fato observado pelo ARCA.

Os resultados do potencial de contaminação podem ser vistos, para os ingredientes ativos elencados por Nascimento (2013) na Tabela 08.

Tabela 08 – Análise dos agrotóxicos segundo o Potencial de Contaminação – Pc pelo ARCA

Ingredientes ativos	Koc (mg/g)	T _{1/2} solo (dias)	LD ₅₀ (mg L ⁻¹)**	DAH (mg Kg ⁻¹ dia ⁻¹)***	M	P	T	Pc	Escore	Nível
2,4 D	39,3	4,4	100	0,05	0,6271	0,6434	1,6505	0,6659	1	Baixo
2,4 D Sal Dimetilamina	46	34	496	-	0,6014	1,5314	-	-	-	-
Abamectina	5638	28,7	0,0036	0,0025	0,2665	1,4578	4,5228	1,7571	3	Alto
Alfacipermetrina	57889	35	0,0028	0,015	0,2099	1,5440	4,1883	1,3573	2	Médio
Azoxistrobina	589	78	0,47	0,20	0,3609	1,8920	2,5134	1,7162	3	Alto
Beta Ciflutrina	64300	13	0,000068	0,003	0,2079	1,1139	5,3451	1,2378	2	Médio
Carbofurano	25	29	0,18	0,00015	0,7153	1,4623	4,2843	4,4813	3	Alto
Cartape	24,75*	3	1,6	-	0,7175	0,4771	-	-	-	-
Cipermetrina	156250	60	0,0028	0,05	0,1925	1,7781	3,9269	1,3441	2	Médio
Clorantraniliprole	362	597	13	1,56	0,3908	2,7759	1,3464	1,4606	2	Médio
Deltametrina	10240000	13	0,00026	0,01	0,1426	1,1139	4,7925	0,7612	1	Baixo
Dicloreto de Paraquate	100000	365	15	0,004	0,2	2,5622	2,6109	1,3379	2	Médio
Difenoconazole	6120	130	1,1	0,01	0,2640	2,1139	2,9793	1,6626	3	Alto
Dithiocarbamatos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diuron	813	75,5	6,7	0,007	0,3436	1,8779	2,6644	1,7191	3	Alto
Espiromesifeno	30900	4,1	0,016	0,03	0,2227	0,6127	3,6593	0,4993	1	Baixo
Etefom	2540	16	101	0,03	0,2937	1,2041	1,7592	0,6221	1	Baixo
Famoxadone	3847	41,1	0,011	0,012	0,2789	1,6138	3,9397	1,7732	3	Alto
Fenoxaprope-p-etílico	11354	0,4	0,19	0,01	0,2466	-0,3979	3,3606	-0,3297	1	Baixo
Fentoato	1000	35	2,5	0,003	0,3333	1,5440	3,0624	1,5759	2	Médio
Fluazifop-P-Butil	3394	1	1,42	0,01	0,2832	0	2,9238	0	1	Baixo
Glifosato	1424	15	38	0,3	0,3171	1,1760	1,4715	0,5487	1	Baixo
Glifosato potássio	69200	96	1228	-	0,2066	1,9822	-	-	-	-
Hexazinone	54	105	321	0,05	0,5772	2,0211	1,3972	1,6299	2	Médio
Imidacloprid	262	191	211	0,06	0,4135	2,2810	1,4487	1,3664	2	Médio
Lambda-Cialotrina	283707	175	0,00021	0,0025	0,1833	2,2430	5,1399	2,1132	3	Alto
Linurom	842,8	57,6	3,15	0,003	0,3417	1,7604	3,0122	1,8119	3	Alto
Malathion	1800	0,17	0,018	0,03	0,3071	-0,7695	3,6338	-0,8587	1	Baixo
Mancozebe	998	0,1	0,074	0,05	0,3334	-1	3,2158	-1,0721	1	Baixo
Metalaxyl M	163	6,5	101	0,08	0,4520	0,8129	1,5462	0,5681	1	Baixo
Methomyl	72	7	0,63	0,0025	0,5384	0,8450	3,4013	1,5474	2	Médio
Nonil Fenol Etoxilado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paraquat	1000000	3000	19	0,004	0,1666	3,4771	2,5595	1,4826	2	Médio
Pencycurom	5667	82,4	0,4	0,2	0,2664	1,9159	2,5484	1,3006	2	Médio
Spinosad	34600	14	30	0,024	0,2203	1,1461	2,0713	0,5229	1	Baixo
Picloram	13	82,8	8,8	0,3	0,8977	1,9180	1,7891	3,0804	3	Alto
Tebuconazole	1000	63	4,4	0,03	0,3333	1,7993	2,4397	1,4631	2	Médio
Thiamethoxam	56,2	50	126	0,026	0,5715	1,6989	1,7423	1,6916	3	Alto
Trifloxistrobina	2377	0,34	0,022	0,1	0,2962	-0,4685	3,3287	-0,4619	1	Baixo

Cada valor corresponde a um escore que remete, conseqüentemente, a um grau de potencialidade de contaminar o lençol subterrâneo. No entanto, existem alguns valores que fugiram um pouco dos intervalos expostos pelo autor para a classificação, a saber: os agrotóxicos carbofurano, fenoxaprope-p-etílico, malathion, mancozeb, picloram e trifloxtrobina. Nesse caso, considerou-se o nível mais próximo para fins de categorização. Isso é aceitável, tendo em vista que Chaves (2015) alerta que os intervalos foram elaborados para a maior parte dos pesticidas com um desvio padrão de 0,57 e média de 1,14. Então, eventualmente, sabe-se que pode haver dados fora desse escopo.

Para calcular a vulnerabilidade do sítio, passo posterior do modelo, admitiu-se que a gleba analisada foi uma área mais a norte da sub bacia do baixo rio Natuba (3 hectares), às margens da BR 232, onde estão os poços experimentais que Nascimento (2013) usou para analisar amostras de águas subterrâneas, tendo em vista a impossibilidade de avaliação de toda a bacia em uma única vez. Assim, o centro dessa área dista cerca de 50 metros do rio Natuba conforme arranjo experimental da autora.

Para a determinação do percentual de argila do solo na bacia do baixo Natuba, foram utilizadas as análises de Menezes (2010) na profundidade 0-14 cm em duas amostras e 0-16 cm em outra coleta realizada pela autora que representaram melhor os solos da região. Nas amostras, duas delas indicaram 14,5% e uma 12,5% de argila, todas com porcentagem abaixo de 30%.

Já com relação ao modo de manejo da área, entendeu-se que o cultivo de hortaliças pela agricultura familiar se aproxima do modo de manejo “cultivo mínimo ou reduzido” que se caracteriza por ser um estágio de manejo do solo intermediário entre o plantio direto (que dentre outras coisas faz uso de cobertura do solo para evitar a erosão) e o preparo convencional que utiliza de forma intensiva maquinário para aração, gradagem e semeaduras.

Passando para a vulnerabilidade do ambiente, nesse caso, a sub bacia do baixo rio Natuba obteve um nível de impacto alto (escore 3). Isso se deu por meio da aplicação da fórmula do modelo com aplicação dos parâmetros analisados: conteúdo de argila no solo, distância do rio e sistema de manejo.

Com os valores anteriores de vulnerabilidade e potencialidade de contaminação, segue a Tabela 09 da avaliação de risco para cada um dos agrotóxicos na região do baixo Natuba.

Tabela 09 – Avaliação do risco na sub bacia do baixo rio Natuba

Ingredientes ativos	V	Pc	R= V.Pc	Nível
2,4 D	3	1	3	Médio
2,4 D Sal	3	-	-	-
Dimetilamina				
Abamectina	3	3	9	Alto
Alfacipermetrina	3	2	6	Alto
Azoxistrobina	3	3	9	Alto
Beta Ciflutrina	3	2	6	Alto
Carbofurano	3	3	9	Alto
Cartape	3	-	-	-
Cipermetrina	3	2	6	Alto
Clorantulaniliprole	3	2	6	Alto
Deltametrina	3	1	3	Médio
Dicloreto de Paraquate	3	2	6	Alto
Difenoconazole	3	3	9	Alto
Dithiocarbamatos	3	-	-	-
Diuron	3	3	9	Alto
Espiromesifeno	3	1	3	Médio
Etefom	3	1	3	Médio
Famoxadone	3	3	9	Alto
Fenoxaprop-p-etílico	3	1	3	Médio
Fentoato	3	2	6	Alto
Fluazifop-P-Butil	3	1	3	Médio
Glifosato	3	1	3	Médio
Glifosato potássio	3	-	-	-
Hexazinone	3	2	6	Alto
Imidacloprid	3	2	6	Alto
Lambda-Cialotrina	3	3	9	Alto
Linurom	3	3	9	Alto
Malathion	3	1	3	Médio
Mancozebe	3	1	3	Médio
Metalaxyl M	3	1	3	Médio
Methomyl	3	2	6	Alto
Nonil Fenol Etoxilado	3	-	-	-
Paraquat	3	2	6	Alto
Pencycurom	3	2	6	Alto
Spinosad	3	1	3	Médio
Picloram	3	3	9	Alto
Tebuconazole	3	2	6	Alto
Thiamethoxam	3	3	9	Alto
Trifloxistrobina	3	1	3	Médio

V- vulnerabilidade ambiental; Pc- potencial de contaminação; R- risco.

Inicialmente, ao se analisar o Potencial de contaminação Pc de cada agrotóxico, 10 possuíam alta potencialidade. Todavia, ao associá-los com a região de estudo, com suas

características particulares na avaliação de risco, foi perceptível o aumento para 22 princípios ativos com alta capacidade de lixiviar. Isso ocorreu porque o modelo leva em consideração as características da região para a estimar a potencialidade de contaminação. Então, alguns princípios ativos que teriam chances médias de contaminar (apenas considerando as características físico-químicas), por exemplo, quando forem aplicadas em Natuba, passam a ter alto potencial.

Os princípios ativos azoxistrobin, tebuconazol, imidacloprido, fentoato, cipermetrina, abamectina são aqui classificados como de alta potencialidade e malathion, deltametrina e spinosad como média potencialidade de contaminação ao ambiente foram encontrados nas matrizes solo, água (subterrânea ou superficial) e/ou hortaliças de Nascimento (2013). Mais uma vez observa-se a ratificação dos modelos aplicados por meio dos dados laboratoriais.

4.4 Proposições para o gerenciamento do uso de agrotóxicos

De posse das informações dos modelos de Fase I, essa seção traz proposições para o gerenciamento ambiental de uso de agrotóxicos na bacia do rio Natuba, especificamente para a região do baixo rio Natuba. Para tanto, adaptou-se a metodologia de Gloeden (1999) para o gerenciamento de áreas contaminadas.

Não obstante, antes de iniciar efetivamente, é preciso que sejam expostos os pressupostos que embasaram esta proposta. Em primeiro lugar, para Spadotto et al. (2004), ao se determinar um plano de monitoramento ambiental a agrotóxicos é preciso verificar quais serão os compartimentos ambientais afetados, conhecimento do ingrediente ativo monitorado, além da delimitação espacial e temporal da localidade.

Para consecução deste trabalho baseou-se na teoria evidenciada por Londres (2011) na qual é impossível se ter aplicação de agrotóxicos sem contaminação, uma vez que a existência da deriva técnica espalha o produto no ato da pulverização.

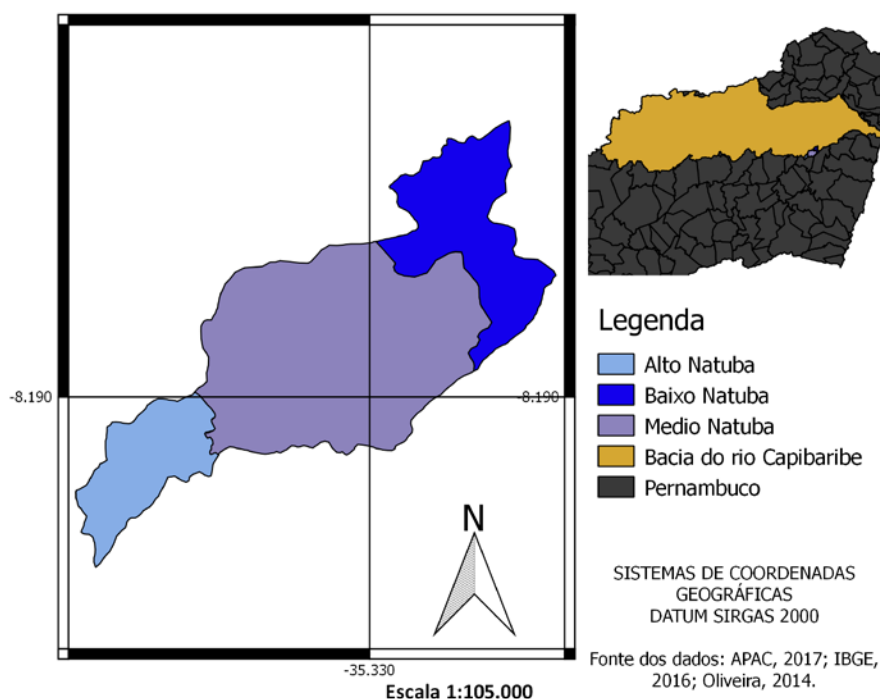
4.4.1 Delimitação da região de interesse

Esta proposta de gerenciamento focou a região da bacia do rio Natuba, circunscrita nos municípios de Pombos e Vitória de Santo Antão – PE. Essa delimitação pode ser vista na Figura 10. Dados a respeito dela podem ser coletados em diversos estudos científicos, na metodologia do presente trabalho, além de documentos dos órgãos APAC, CPRH, dentre outros em nível municipal, estadual e federal.

Escolheu-se uma região localizada no baixo rio Natuba, com área aproximada de 3 hectares, espaço esse que foi alvo dos experimentos em laboratório de Nascimento (2013), para trabalhar de forma mais específica nesta proposta de gerenciamento, tendo em vista a importância dessa área para o abastecimento da RMR de Recife no que se refere a hortaliças. A gleba está localizada às margens da BR 232 no município de Vitória de Santo Antão – PE.

Este foco tem como justificativa o fato de o modelo de gestão de recursos hídricos adotado no Brasil, ser semelhante ao da França, e remeter à região da bacia hidrográfica como ponto de planejamento e tomada de decisão além do fato de ouvir vários setores nesse processo, buscando integrar o planejamento e não setorializá-lo (OLIVEIRA, 2014).

Figura 10 – Delimitação da bacia hidrográfica do rio Natuba e sua subdivisão em baixo, médio e alto



Elaboração: O autor (2017).

Cabe ressaltar que a sub bacia do rio Natuba foi escolhida por ter grande parte de sua área destinada ao uso agrícola, principalmente familiar, com manejo de agrotóxicos para o controle das pragas. Ela contribui bastante para o abastecimento hídrico populacional de Recife e região, pelo fato de ser sub bacia do rio Tapacurá. Assim sendo, a qualidade ambiental desse território atinge diretamente a saúde da população local e também da capital estadual. Ademais, a área ainda pode gerar externalidades negativas através da distribuição e

consumo das hortaliças produzidas dado o seu grande percentual de contribuição para o estado.

Então, os bens a proteger que serão foco na proposta atual são os recursos hídricos subterrâneos e superficiais pelo rio Natuba nos municípios de Vitória de Santo Antão e Pombos. Essas proposições poderão ser usadas visando um melhor manejo dos agrotóxicos na região em tela.

Esse gerenciamento segue o proposto por Gloeden (1999) no que tange à proposição de medidas corretivas (com aplicação de técnicas de remediação e compatibilização para uso), preventivas (indicação de melhorias para evitar agravos ou surgimento de novas contaminações) e proativas (recomendações nas instalações e construções de possíveis empreendimentos contaminantes).

4.4.2 Identificação das áreas potencialmente contaminadas

Existem diversos modos de se identificar áreas com tendência à contaminação como entrevistas, análises de denúncias, base de dados de agências ambientais, órgãos de defesa do meio ambiente, fotografias. Neste estudo, foi feito uso de alguns dos dados da CPRH, fotografias e dados da literatura.

Inicialmente, por meio de coleta de dados junto à Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH) foi possível estabelecer uma lista com 114 empresas de pequeno, médio ou grande porte instaladas no município de Vitória de Santo Antão – PE, que tem licenciamento ativo na referida agência. Não foi possível, porém, restringir o grupo para os que estão contidos na bacia devido à grande quantidade de estabelecimentos, inviabilizando a visita *in loco*, além do fato de que o sistema de licenciamento ambiental eletrônico (SILIA) da CPRH não traz as coordenadas geográficas das empresas.

Esse é um primeiro entrave encontrado para o gerenciamento da bacia hidrográfica. A base de dados à disposição dos atores sociais interessados é escassa ou, algumas vezes, dispersa e desassociada de aspectos importantes que possam caracterizá-lo. É o caso do sistema da CPRH. Uma integração facilitaria o trabalho da academia e até mesmo da própria instituição na atuação de seu poder de fiscalização e monitoramento. Isso serviria como uma ferramenta que, sendo alimentada constantemente pelas entidades de origem, cumpriria um papel de fornecer informações para as pessoas físicas e jurídicas interessadas, como também agências governamentais e privadas, além de pesquisadores e pessoas dedicadas à preservação e gerenciamento ambiental. Assim, o que é possível perceber é que, de forma direta ou

indireta, muitas dos empreendimentos podem atingir a qualidade da bacia do Natuba, ainda que com probabilidade menor. Essa lista está contida no Anexo A.

Cabe à agência criar mecanismos para que os dados das empresas que forem inseridas no processo de licenciamento ambiental, nesse nível de competência, seja feita de modo a permitir uma espacialização e melhor visualização das indústrias no estado por bacia hidrográfica. Isso permitirá um acréscimo de ferramentas para o gerenciamento ambiental dos municípios, micro e macrorregiões.

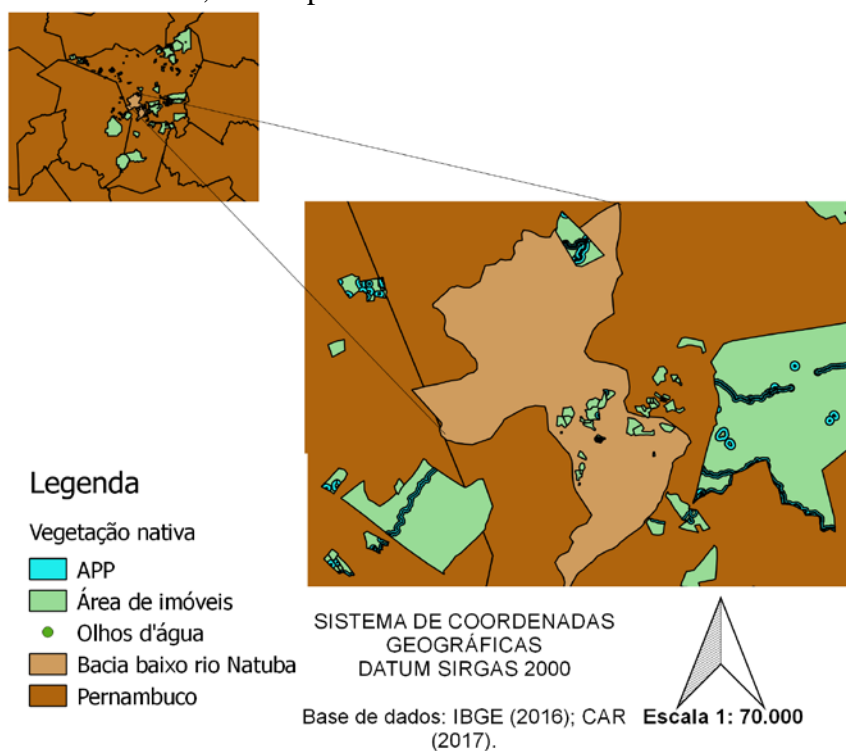
Na listagem fornecida pela CPRH não se nota a presença de propriedades rurais de uso agrícola que também é passível de licenciamento ambiental. As únicas áreas que são isentas, por meio da lei 12.744/2004, são as regiões de agricultura de sequeiro (até um limite da propriedade definida na lei), ou seja, áreas sem o uso de irrigação. Assim, os produtores rurais devem requerer a licença para se adequar à legislação.

Além dessa, os produtores (que utilizem agrotóxicos) devem se registrar também na ADAGRO (bem como as propriedades rurais nas quais essas atividades são desenvolvidas) segundo o Decreto estadual n. 31.246/2007. O Cadastro Ambiental Rural (CAR), instituído pela 12.651/12, trouxe obrigatoriedade também do registro das propriedades rurais, porém é possível verificar na Figura 11 que poucas glebas localizadas na sub bacia do baixo rio Natuba já fizeram esse cadastro. É uma situação perigosa, tendo em vista que a lei deu o prazo de apenas um ano para esse registro fosse feito e, com as prorrogações, finda em 31 de dezembro de 2017. Caso não haja regularização, há possibilidade de sanções.

Gloeden (1999) verificou que existia, para a bacia do Guarapiranga, um programa com uma lista das atividades industriais ativas e não ativas, além de outras fontes de dados importantes que congregam informações delimitadas para a bacia como a lista de postos de serviços e lista de área de disposição de resíduos da CETESB e áreas de mineração do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT). Isso facilitou o trabalho de gerenciamento, tendo em vista que a sistematização desses dados é uma peça fundamental.

Todavia, não se tem dados estruturados com essa precisão em Pernambuco ainda. Então, foram feitos ainda registros fotográficos para melhor identificar as possíveis situações de contaminação da bacia hidrográfica do rio Natuba. A Figura 12 demonstra a contaminação pelo uso indiscriminado de agrotóxicos na maioria dos cultivos da região.

Figura 11 – Informações do Cadastro Ambiental Rural (CAR) para a sub bacia do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 12 – Aplicação irregular de agrotóxicos na produção de hortaliças localizada na sub bacia do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE



Fonte: O autor (2017).

O manejo com os agrotóxicos não é feito de uma forma adequada, muitas vezes sem o uso dos equipamentos de proteção individual, não é respeitado o período de carência do produto. Os ingredientes ativos, fortuitamente, são aplicados em culturas distintas das que são aprovadas pelo governo brasileiro, dentre outros fatores de risco para a região.

Desta forma, ao contrário de Gloeden (1999) que trabalhou com indústrias e fontes pontuais diversas de contaminação, nessa proposta de gerenciamento focou-se nas fontes difusas de contaminação por meio do manejo de agrotóxicos, tendo em vista ser uma atividade proeminente na região em tela.

Para fins de priorização, é importante uma sobreposição de mapas da área com as localizações das áreas potencialmente contaminadas, mas ainda não se tem coordenadas para todos os empreendimentos licenciados (Anexo A). Assim, a escolha da localidade foi baseada na principal atividade da área: uso agrícola. Esse uso da terra está espalhado pelas sub bacias do baixo, médio e alto Natuba.

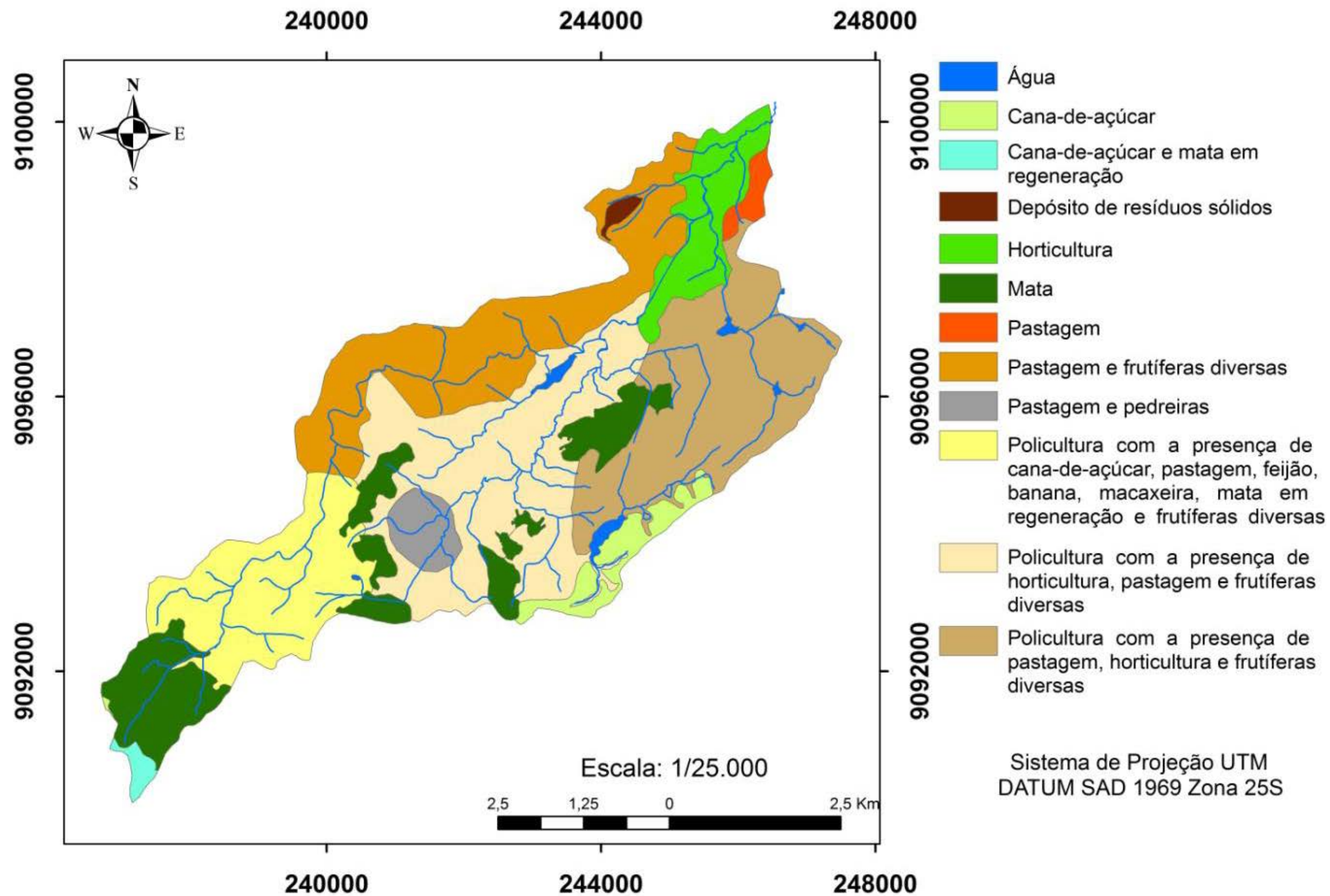
O primeiro passo para uma acurácia na priorização é o acesso às coordenadas que possam cruzar as informações para as bacias hidrográficas do Estado aliado aos dados de outras agências como agência Peixe Vivo, APAC, Comitês de Bacias Hidrográficas (COBH), secretarias municipais e estadual de áreas afins.

4.4.3 Avaliação preliminar

As regiões agrícolas estão espalhadas ao longo da bacia do rio Natuba distribuídas nas partes baixa, média e alta da bacia com variados usos. Albuquerque (2010) destaca as culturas de ciclo curto (macaxeira, inhame, feijão, milho, hortaliças) e longo (banana, cana-de-açúcar) no alto Natuba, Barbosa Neto et al. (2011) assinalam que há o destaque de hortaliças no médio, fato também assinalado por Nascimento (2013) para o baixo Natuba com destaque para alface, coentro, cebolinha. O uso do solo nessa bacia foi dividido por Barbosa Neto et al. (2011) conforme está exposto na Figura 13.

O baixo Natuba tem uma maior preeminência com relação à produção de hortaliças em comparação ao médio. Segundo os autores, a horticultura representa um total de 6,2% da área de toda a bacia, cana-de-açúcar (e mata em regeneração em alguns pontos) – 4,03%, pastagens e fruticulturas diversas – 17,91%, policultura – 55,84%, pastagens (e em alguns pontos pedreiras e frutíferas diversas) – 3,76%, mata – 11,85% e depósito de resíduos sólidos – 0,4%. As áreas com policultivo, pastagens, cana-de-açúcar, horticultura, além de fruticulturas diversas fazem uso dos agrotóxicos analisados por meio dos modelos matemáticos.

Figura 13 – Mapa dos usos da terra da sub bacia do rio Natuba, zona da mata centro de Pernambuco



Nascimento (2013) comenta que os terrenos utilizados da comunidade do Natuba são oriundos do Instituto Nacional de Reforma Agrária (INCRA) que ainda não tem sua situação totalmente regularizada com os posseiros devido ao tamanho dos terrenos estar abaixo do tamanho mínimo para realizar o parcelamento.

Os produtores rurais que cultivam hortaliças nesse território costumam utilizar quantidade inadequada de agroquímicos, destacando-se os agrotóxicos. Há uma cultura local que acredita na necessidade de utilização de determinados produtos químicos para que haja produtividade e isso é passado nas famílias para as novas gerações.

São muitos princípios ativos aplicados no baixo Natuba, mas Marques et al. (2013a) analisaram via de questionários e perceberam o uso de: deltametrina (Decis 200 EC), abamectina (Vertimec 18 EC), mancozeb (Dithane NT), metamidofós (Tamaron BR), imidacloprido (Provado 200 EC e Evidence 200 EC) e azoxistrobina (Amistar WG). Destes citados, o azoxistrobina foi classificado como potencial lixiviador pelos modelos ARCA, GSI, LEACH, RLPI e imidacloprido por estes já citados e GUS e LIX. Nas análises de campo os p.a. azoxistrobina e imidacloprido foram encontrados por Nascimento (2013) para o recurso hídrico subterrâneo e superficial.

Outra problemática é a disposição irregular das embalagens vazias de agrotóxicos. A Lei Federal n. 7.802/1989 e Lei Estadual n. 12.753/2005 tornaram obrigatória a devolução dessas embalagens por parte do usuário. A Lei Federal estipula o prazo máximo de, até um ano após a compra, para a devolução após o devido processo de lavagem (tríplice ou sob pressão).

A Figura 14 mostra um caso de descarte incorreto de embalagens vazias. Esse exemplo demonstra outra incoerência com relação a Lei Federal 7.802/89. A legislação e sua posterior regulamentação expõe a obrigatoriedade da devolução dessas embalagens. Para tanto, foi criado o Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias de Agrotóxicos (inpEV) para organizar a logística reversa desses resíduos sólidos. Ratificando essa importância, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) elenca que deve ser mantida uma cadeia reversa desse resíduo sólido por ser perigoso ao meio ambiente.

Nessa cadeia, os usuários tem papel importante e essencial. Eles devem proceder a devolução nos locais onde efetuaram a compra, postos ou centrais de recebimento de embalagens vazias. Em Pernambuco há duas centrais: uma em Petrolina e outra em Carpina. Todavia, o que se percebe é a falta de cumprimento de mais essa exigência legal. Marques et al. (2013a) perceberam, durante aplicação de questionários, que cerca de 30% queimam e 20% descartam as embalagens no meio ambiente. Essa conjuntura é um fator que pode gerar

ainda mais contaminação para o local. Muitas vezes a justificativa dada pelos produtores rurais da agricultura familiar é a distância que se deve percorrer para devolver poucas embalagens com gastos de transportes.

Figura 14 – Descarte inadequado de embalagens vazias na comunidade do baixo Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE



Fonte: O autor (2017).

A forma de guarda dos agrotóxicos é outra inadequação encontrada. O ambiente deve ter boa ventilação, em bom estado de manutenção, placas sinalizando o perigo da área, deve estar longe de alimentos, medicamentos e demais produtos, além de não ser mantida em contato direto com o chão e parede. A Figura 15 mostra o caso de uma das glebas do baixo Natuba.

O que se pode verificar é uma guarda e armazenamento contrárias às recomendações para boas práticas no campo. Os agrotóxicos são guardados, em muitos lotes, junto com roupas, alimentos, água para consumo humano, materiais de manutenção na agricultura. Além disso, não possuem iluminação e ventilação adequadas e estão em contato com a parede e com o piso.

Figura 15 – Armazenamento inadequado de embalagens vazias de agrotóxicos na comunidade do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE



Fonte: O autor (2017).

Conforme Brandão (2013a), uma barreira grande para a sustentabilidade em Natuba é o fato do uso descuidado de agrotóxicos que coloca entraves para a sustentabilidade nessa comunidade, tendo em vista que os impactos gerados por esse modelo atinge diretamente a população gerando doenças e uma baixa qualidade de vida. A autora concluiu ainda que o modelo de agricultura da região não é sustentável e que os vieses ambiental, social, econômico, cultural e espacial não estão sendo tomados de forma integrada.

Ribeiro (2011) comenta que o uso de agrotóxicos de forma descontrolada é notório na produção de hortaliças que são usados para compensar a degradação no solo feita pelo próprio modo de cultivo e combate às pragas. Dessa forma, é crescente o volume de aplicação desses produtos nas lavouras.

4.4.4 Investigação confirmatória e investigação detalhada

A primeira parte deste trabalho trouxe os resultados de modelos matemáticos de Fase I ou *screening*. Por meio deles foi possível perceber a alta potencialidade de alguns agrotóxicos

a lixiviar ou ser carreado superficialmente, de modo geral, e também de forma específica para as condições da região (ARCA).

Ratificando essa modelagem, estudos já apontam para a direção de que há contaminação na região da bacia do Natuba devido às práticas agrícolas inadequadas (ALBUQUERQUE, 2010; RIBEIRO, 2011; BRANDÃO, 2013a; MARQUES et al., 2013a; NASCIMENTO, 2013; NASCIMENTO et al., 2013; NORONHA; LIRA, MORAIS, 2016). Porém, para confirmar a hipótese de contaminação da região e investigá-la, foram trazidos resultados os dados de Nascimento (2013). A autora ratificou a contaminação nas matrizes ambientais: solo, água superficial, água subterrânea, hortaliças e ser humano.

No caso da análise feita pela autora para o ser humano por meio da enzima colinesterase, os resultados poderiam estar associados a outros fatores que não sejam somente a intoxicação por organofosforados e carbamatos. Ela pode indicar casos de hepatites, cânceres, doenças cardíacas. Todavia, pelo fato de todos os indivíduos investigados manejarem periodicamente agrotóxicos, a autora assumiu que existe alta possibilidade dessa baixa na enzima ter se dado por causa de intoxicação por agrotóxicos.

No caso das hortaliças, houve uma situação ainda mais preocupante, pois grande parte dos ingredientes ativos não estão aprovados para as culturas em que foram encontradas. No Anexo B é possível associar cada p.a. da lista trabalhada nesse estudo com as culturas que são autorizados pela ANVISA, IBAMA e Ministério da Agricultura.

Nascimento (2013) encontrou deltametrina e dithiocarbamates em amostras de alface, cebolinha e coentro na comunidade do Natuba, mas eles não são aprovados para nenhuma dessas culturas de acordo com a ANVISA (2016). Por sua vez, abamectina foi achada em alface e coentro, também sem possuir autorização para esse fim.

Azoxistrobina, imidacloprido e tebuconazole tiveram resíduos detectados nos três cultivos, com registro somente para o alface (mas ainda assim, com valor acima do recomendado). Já spinosad foi encontrado no alface e cipermetrina em alface e coentro, mas também sem registro na ANVISA para essas culturas.

Ficou confirmada, assim, a presença de contaminação na região por meio de dados secundários que compuseram a investigação confirmatória. A área foi classificada em “área contaminada”.

4.4.5 Avaliação de potencialidade de lixiviação

Para a avaliação de riscos com relação às matrizes água (superficial e subterrânea), foram utilizados os nove modelos matemáticos simulados na primeira parte desse estudo. A maioria foi enfática (tendo em vista os parâmetros analisados e seu espectro de atuação) no sentido de apontar para uma grande potencialidade para um grupo específico de princípios ativos de agrotóxicos.

Os índices de GUS, LEACH, RLPI, GSI e LIX obtiveram os seguintes agrotóxicos nas 15 primeiras classificações colocações no ranking geral dos que mais tem potencialidade a contaminação ambiental: picloram, hexazinone, clorantraniliprole, carbofurano, thiamethoxam, 2,4 D Sal dimetilamina, imidacloprido, azoxistrobina, cartape, dicloreto de paraquate, diuron, 2,4 D, paraquate, methomyl, glifosato, tebuconazole, linurom, fentoato, methalaxyl M.

Quanto ao GOSS, CDFA e ARCA, há os seguintes princípios ativos em comum, levando-se em conta os agrotóxicos com capacidade de transporte alta associada ou sedimento e/ou ao dissolvida em água (GOSS), todos os que possuem a potencialidade de contaminação (CDFA) e os que possuem alta potencialidade de contaminação (ARCA): dicloreto de paraquate, difenoconazole, diurom, hexazinone, imidacloprido, linurom, paraquat, picloram, tebuconazole e thiamethoxam.

Dentre esses, azoxistrobina, imidacloprido e tebuconazole foram encontrados por Nascimento (2013) e, assim, indicam o risco de contaminação desses princípios ativos na área da bacia.

Se fosse o objetivo afunilar ainda mais a lista dos agrotóxicos com grande potencialidade de contaminação ambiental, obter-se-iam os seguintes, que são comuns às duas listas expostas anteriormente: picloram, hexazinone, thiamethoxam, imidacloprido, dicloreto de paraquate, diuron, paraquate, tebuconazole, linurom. Eles podem ser encontrados nas marcas comerciais expostas no Anexo C.

Essa exposição serve para uma melhor visualização por parte das agências fiscalizadoras no que tange à proibição ou não da utilização desses princípios ativos na localidade devido ao seu potencial de lixiviação.

As marcas apresentadas, por terem os princípios ativos destacados na avaliação de risco, devem ser alvo de reconsideração de modo a reavaliar a possibilidade de aprovar outros ingredientes com menor potencialidade de contaminação para as culturas empregadas na região em lugar destes.

Gomes e Barizon (2014) expõem que a avaliação de riscos é uma ferramenta bastante útil, se bem utilizada. Há a possibilidade de, por exemplo, o estabelecimento de restrições para o caso de os modelos divulgarem cenários críticos como: a restrição de aplicação em algumas áreas e de quantidade de pulverizações por ano, criação de áreas livres de aplicação perto de corpos d'água.

O modelo ARCA é um exemplo da aplicação de avaliação de risco. O estudo conduzido pelo ARCA indicou que o modo de manejo apresentado na região eleva muito o risco de contaminação dos ingredientes ativos na bacia. É preciso que o manejo do solo seja o mais próximo de plantio direto para reduzir as possibilidades de carreamento dos nutrientes e agrotóxicos e erosão do solo.

O sistema de plantio direto traz benefícios que vão além da relação com a contaminação dos agrotóxicos como , gerando uma agricultura mais sustentável. Além disso, o cultivo e as consequentes aplicações de produtos agroquímicos se dão muito perto do rio Natuba, além da constituição natural do solo ter uma baixa porcentagem de argila o que segundo Chaves e Souza (2015) faz com que haja um aumento do potencial de contaminação hídrica, sobretudo subterrânea.

Frente ao exposto, para diminuir o risco intrínseco na utilização de agrotóxicos na bacia, é preciso, conforme Chaves (2015), que se tomem algumas atitudes como a redução do parâmetro de manejo do solo, realocação da área de cultivo mais a montante do rio, substituição dos agrotóxicos com maiores escores de potencial de contaminação por outros que tenham menores valores.

Todavia, Deimiling et al. (2015) comentam que é perceptível a falta de conhecimento e de renda para aplicar novos modos de cultivo e produção na agricultura familiar apesar de sua importância ímpar no cenário agrícola nacional. Nesse sentido, Gebler (2007) traz a tona a importância do planejamento e manejo da área, uma vez que essas características influirão diretamente na resposta do ambiente e em sua resiliência.

Então, seria preciso significativas modificações na estrutura de produção local, fato que carece de apoio direto dos órgãos governamentais de modo a proporcionar essa evolução, principalmente no que tange à modificação no modo de manejo do solo e reposicionamento da área de cultivo. A modificação do modo de manejo é uma etapa importante tendo em vista que o Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2012) mostrou que ele está atrelado a mobilização do solo limitada, preservação de cobertura vegetal no solo, diversificação de espécies, dentre outras. Esses fatores são importantes para sustentabilidade

na agricultura, sendo conforme Sampaio e Mendes (2017) uma das ferramentas de sistema sustentável mais propagadas e em ascensão no país.

Quanto à mudança na matriz de agrotóxicos, indica-se um amplo processo de educação ambiental em conjunto com apoio de Assistência Técnica e Extensão Rural (ATER). Além disso, é indispensável também o respeito aos horários de aplicação do produto, condições ambientais e utilização do receituário agrônomo.

Logo, para Ongley (2001) é salutar entender que as medidas utilizadas para minimizar essa problemática tem que ter sempre foco no produtor rural, tendo em vista que são eles que fazem uso desse produto.

Dentre os modelos trabalhos neste estudo, GUS, GSI, LIX, LEACH, RLPI, ARCA, GOSS e CDFA foram melhor aplicados do que o critério EPA que não teve uma boa aderência, como explicitado, demonstrando resultados totalmente diferentes dos demais. Ao padronizar os dados dos modelos GUS, GSI, LIX, LEACH e RLPI em relação a média para diminuir as discrepâncias dos intervalos de cada fórmula e fazer a análise das variâncias, foi constatado que, estatisticamente, não há diferença nos seus resultados. Ou seja, de modo geral, se o GUS disser que determinado agrotóxicos pode lixiviar, o RLPI também informará o mesmo. Por sua vez, os modelos CDFA, GOSS e ARCA também tendem a seguir a mesma tendência dos anteriores.

4.4.6 Monitoramento

Oliveira, M, et al. (2016a, 2016b) comentam que a aplicação dos índices (modelos matemáticos analíticos) é bastante útil para estimar o potencial de contaminação dos agrotóxicos no recurso hídrico subterrâneo e para fornecer contribuições para planejamento e tomada de ações pelo governo.

Como uma das sugestões de monitoramento, aconselha-se a utilização constante de pelo menos um dos modelos GSI, GUS, LIX, LEACH, GOSS, CDFA, RLPI ou ARCA utilizados neste estudo para a bacia do Natuba visando à permanente verificação dos IA de agrotóxicos que estão mais sendo utilizados de modo a selecionar alguns para posterior análise laboratorial periódica.

Todavia, entre todos os aplicados, indica-se o modelo ARCA tendo em vista a exigência de alguns dados da área em estudo de fácil obtenção associados com os dados físico-químicos de modo a se ter outputs mais aplicados a área que se deseja atuar.

Assim, Armas et al. (2005) comentam que, apesar de demandar tempo e dinheiro, o processo de análise deve ser feito periodicamente para um aumento na qualidade dos resultados. Porém, até mesmo para analisar especificamente amostras de água focando somente nos agrotóxicos com maior previsão de lixiviar e contaminar, é importante que haja uma caracterização temporal do uso desses produtos na área de análise, visando à eficiência econômica e técnica, uma vez que essas informações serão incluídas nos programas de monitoramento.

Frente ao exposto, Ribeiro (2011) propõe, para uma sustentabilidade efetiva na localidade, ação conjunta entre as secretarias do município, CPRH, ADAGRO, IPA, além de representantes de associações e sindicatos, revendedores de agrotóxicos, fabricantes e instituições de ensino.

Neste contexto, deve-se oportunizar também abertura para uma maior fiscalização na bacia, pois foi confirmado no trabalho de Nascimento (2013) e abordado de forma sintética na seção de investigação detalhada e confirmatória do presente estudo que p.a. não autorizados estão sendo usados indevidamente em algumas culturas.

Órgãos de apoio de fiscalização como ADAGRO devem centrar a atenção nos princípios ativos deltametrina (Decis 200 SC), dithiocarbamates, abamectina (Vertimec 18 EC), azoxistrobina (Amistar 500 WG), imidacloprido (Evidence 700 WG, Provado 200 EC) e tebuconazole (Folicur 200 EC, Nativo) por serem pulverizados em culturas distintas das que foram aprovados. Adicionalmente, quando são pulverizadas nas culturas corretas, apresentam valores acima do limite máximo permitido, pelo fato de não obedecerem as normas referentes às boas práticas agrícolas.

Isto implica um aumento dos riscos associados à contaminação ambiental e à saúde populacional, uma vez que não se sabe quais as consequências reais, pois não foram feitos testes específicos. Medidas enérgicas necessitam ser tomadas nessa direção como por meio da proibição de alguns agrotóxicos na região, fiscalização mais efetiva, além da educação ambiental.

O processo de gerenciamento é, então, algo contínuo e passível de modificações, tendo em vista a mutabilidade dos processos naturais e sociais.

4.4.7 Cadastro de áreas contaminadas

O cadastro de áreas contaminadas é uma etapa necessária para gerenciamento, tendo em vista a sistematização dos dados em um único local. Caso isso não seja feito, há a

possibilidade de duplicidade ou perda de informações que levam a erros no processo e fazem com que algum trabalho já feito seja perdido.

Não é preciso apenas ‘mais um’ software ou uma base de dados. É indispensável uma ferramenta gerenciada pela CPRH ou outro órgão mais adequado e abastecida pelos demais órgãos privados e públicos que, à disposição do público interessado na temática (técnicos, especialistas, gestores, representantes da sociedade civil, pesquisadores), possam encontrar e utilizar facilmente os dados para um avanço na bacia do rio Natuba.

Além do SILIA já comentado, a agência de meio ambiente possui o Sistema de Informações Geoambientais de Pernambuco (Sig Caburé) que disponibiliza informações geoambientais de diversos tipos para empreendedores, sociedade civil, pesquisadores, dentre outros. Sua interface é muito fácil e intuitiva. Porém, não traz informações sobre a agricultura nas áreas associando com as bacias hidrográficas ou a temática agrotóxicos de forma isolada.

O software proposto aqui poderia abranger e englobar os dois últimos em uma base de dados robusta que trouxesse informações de diversas temáticas pertinentes ao estudo ambiental, incluindo a avaliação de riscos para bacias hidrográficas. Como alguns dos inputs, ter-se-iam as variáveis dos modelos elencados na última seção desse trabalho. A partir desse sistema, será possível uma melhor avaliação da potencialidade de contaminação por parte dos técnicos que fiscalizam ou operam ações de extensão na área.

Gloeden (1999) destaca que o cadastro informatizado pode conter banco de dados alfanuméricos associado a Sistema de Informação Geográfica (SIG). Ele deve permitir a emissão de pesquisas e cruzamento de dados distintos da área, proceder o cálculo de sistema de pontuação para avaliação de risco, dentre outros.

Esse programa pode trazer grandes avanços para o gerenciamento ambiental, focado em áreas agrícolas, de forma associada a banco de dados. Como exemplo, há os modelos matemáticos que podem ser executados e, assim, o pesquisador pode indicar quais medidas são mais viáveis para serem tomadas na bacia.

Além disso, é preciso que a legislação relativa ao manejo dos agrotóxicos (Lei Federal n. 7.802/89) seja melhor aplicada e/ou repensada. Uma boa experiência é a União Europeia que, por meio da Diretiva 128/2009, obrigou a todos os países do grupo a fixarem objetivos, metas, medidas e calendários para reduzir os riscos da utilização de pesticidas.

Assim, Gomes e Barizon (2014) explicam que novas medidas regulatórias de uso dos agrotóxicos no Brasil associado ao incentivo a pesquisa para geração de informações complementares talvez seja o fator mais importante para uma sustentabilidade no meio rural brasileiro, o que inclui a região da bacia do rio Natuba.

5 CONCLUSÃO

A utilização de modelos matemáticos é uma excelente forma de estimar os cenários futuros relativos à potencialidade de contaminação ambiental por agrotóxicos.

Para este caso, o ARCA se adaptou muito bem à proposta por exigir dados de fácil obtenção em relação aos dados dos agroquímicos e da região em análise. Como output indicou que 56,41% dos produtos analisados tem alta inclinação a lixiviar.

Os modelos RLPI, GSI, GUS, LIX, LEACH indicaram estatisticamente que não há diferenças entre os seus resultados, ou seja, eles tendem a ter *outputs* de potencialidade de lixiviação semelhantes, cada um em sua escala.

O método de CDFA destacou os agrotóxicos 2,4 D sal dimetilamina, carbofurano, hexazinone, imidacloprido e thiamethoxam tendo em vista terem atendido aos quatro critérios de enquadramento propostos.

Os modelos destacaram, de modo geral, os seguintes princípios ativos no que tange à potencialidade de lixiviação: hexazinone, imidacloprido, picloram, thiamethoxam, dicloreto de paraquate, diuron e paraquate.

Além disso, propõe-se a reavaliação da permissão do uso dos agrotóxicos a base de imidacloprido pelo fato dele ter sido relatado como potencial contaminante em todos os índices analisados e ter sido encontrado na área. Uma opção à utilização desse produto é a escolha de princípios ativos com menor potencial de lixiviação como a trifloxistrobina que é aprovada para a cultura alface.

Como proposição para o gerenciamento do uso de agrotóxicos, recomenda-se a identificação de áreas contaminadas pelo uso dos agrotóxicos, fazer uma investigação confirmatória e verificar quais os princípios ativos utilizados na área, estimar a potencialidade de lixiviação dos agrotóxicos para seleção dos que apresentam menor potencial contaminante. Posteriormente, deve-se efetuar o monitoramento e sugere-se a criação de um cadastro de áreas contaminadas por agrotóxicos.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA. **Portaria n. 03, de 16 de Janeiro de 1992**. Disponível em: <<http://aenda.org.br/painel/images/files-legislacoes/136/u/portaria-anvisa-03-1992---avaliacao-toxicologica.pdf>> Acesso em: 28 nov. 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA. **Regularização de produtos – agrotóxicos**: monografias autorizadas. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>> Acesso em: 21 nov. 2016.
- AGROFIT. **Consulta de produtos formulados**. Disponível em: <http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons> Acesso em: 26 abr. 2017.
- AKESSON, M.; SPARRENBOM, C. J.; CARLSSON, C.; KREUGER, J. Statistical screening for descriptive parameters for pesticide occurrence in a shallow groundwater catchment. **Journal of Hydrology**, v. 477, p. 165-174, 2013.
- ALBUQUERQUE, F. A. **Estudos hidrológicos em microbacias com diferentes usos do solo na sub-bacia do Alto Natuba**. 2010. 182 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.
- AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. **Toxicidade de imidacloprid e carbofuran para organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos**. 2015. 106 f. Tese (Doutorado em Aquicultura), Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2015.
- ANDRADE, T. O.; GANIMI, R. N. Revolução Verde e apropriação capitalista. **Revista CES**, v. 21, p. 43-56, 2007.
- ARAÚJO, M. H.; NUNES, R. F. P. **Tapacurá: uma descrição das suas condições sanitárias e ambientais voltadas para o abastecimento de populações urbanas**. 2003. 41 f. Monografia (Especialização em Saúde Pública), Fundação Oswaldo Cruz, 2003.
- ARAÚJO FILHO, J. C.; ARAÚJO, M. S. B.; MARQUES, F. A.; LOPES, H. L. Solos. In: TORRES, F. S. M.; PFALTZGRFF, P. A. S. (Org.). *Geodiversidade do estado de Pernambuco*. Recife: CPRM, 2014. p. 109-138.
- ARAÚJO FILHO, J. C.; BARBOSA NETO, M. V.; SILVA, C. B.; ARAÚJO, M. S. B.; MENEZES, J. B. Levantamento semidetalhado dos solos da bacia hidrográfica do rio Natuba, Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 06, n. 03, p. 384-397, 2013.
- ARMAS, E. D.; MONTEIRO, R. T. R.; AMÂNCIO, A. V.; CORREA, R. M. L.; GUERCIO, M. A. Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. **Química Nova**, v. 28, n. 06, p. 975-982, 2005.
- AZEVEDO, M. M.; DOLORES, R. C.; MARI, C. F.; PINHEIRO, P. F.; COSTA, A. V.; QUEIROZ, V. T. Análise do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas na bacia hidrográfica do rio Alegre, ES. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS

GRADUAÇÃO. 11., 2011. São Paulo. **Anais...** São Paulo: Univap, 2011. 6p.

BARBOSA NETO, M. V.. **Zoneamento da aptidão agrícola e uso dos solos da área do médio curso do rio Natuba – PE**. 2011. 134 f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

BARBOSA NETO, M. V.; ARAÚJO, M. S. B. Aptidão agrícola dos solos da bacia do rio Natuba – PE com a utilização de sistemas de informação geográfica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. 15. 2011. Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: SBSR, 2011. p. 9195-9202.

BARBOSA NETO, M. V. B.; SILVA, C. B.; ARAÚJO FILHO, J. C.; ARAÚJO, M. S. B.; BRAGA, R. A. P. Uso da terra na bacia hidrográfica do rio Natuba, Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 04, n. 05, p. 961-973, 2011.

BARBOSA, I. M. B. H. **Gestão Ambiental: gestão dos recursos hídricos**. Recife: IFPE, 2009. 94 p.

BARBOSA, L. D. de S.; MACHADO, J. G. de C. F. Análise dos programas de fomento ao uso de equipamentos de proteção individual das indústrias de defensivos agrícolas. In: CONGRESSO SOBER. 48. 2010. Campo Grande. **Anais...** Rio de Janeiro: SOBER, 2010. 21 p.

BARTH, V. G.; BIAZON, A. C. B. Complicações decorrentes da intoxicação por organofosforados. **SaBios: revista de saúde e biologia**, v. 05, n. 02, p. 27-33, 2010.

BATU, V. A Generalized analytical solution for an inclined well in a vertically and horizontally anisotropic confined aquifer and comparisons with MODFLOW. **Journal of Hydrology**, v. 520, p. 168-179, 2015.

BEKETOV, M. A.; KEFFORD, B. J.; SCHÄFER, R. B.; LIESS, M. Pesticides reduce regional biodiversity of streams invertebrates. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 27, p. 11039-11043, 2013.

BERNICE, A. M.. **Evolução da contaminação por nitrato em aquíferos urbanos: estudo de caso em Urânia (SP)**. 2010. 127 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BISHOP, K. C. 1986. Industry's perspective on agricultural chemicals in water supply and drainage. In: Proceedings "Toxic Substances in agricultural water supply and drainage: U.S. Committee of irrigation and drainage. Disponível em: <<http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US8844824>>. Acesso em: 01 out. 2017.

BORTOLUZZI, E. C.; RHEINHEIMER, D. S.; GONÇALVES, C. S.; PELLEGRINI, J. B. R.; ZAZNELLA, R.; COPETTI, A. C. C. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 04, p. 881-887, 2006.

BOTA, F.; FAUCHON, N.; BLANCHOU, H.; CHEVREUIL, M.; GUERY, B. Phyt'Eaux Cités: application and validation of a programme to reduce surface water contamination with

urban pesticides. **Chemosphere**, v. 86, n. 02, p. 1661-76, 2012.

BRAGA, R. A. P.; GUSMÃO, P. T. de; MESEL, M. S.. **A Poluição do Rio Tapacurá: consequências e alternativas**. Recife: Editora Universitária, 2006. 30 p.

BRANDÃO, S. V. **Arranjo Produtivo Agrícola em Natuba – Vitória de Santo Antão\PE: análise de potencialidades e fatores de risco para a sustentabilidade do desenvolvimento local**. 2013a. 166 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável), Universidade de Pernambuco, Recife, 2013a.

BRANDÃO, S. V. Arranjo Produtivo agrícola em Natuba – Vitória de Santo Antão/PE: análise de potencialidades e fatores de risco para a sustentabilidade do desenvolvimento local. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica**, v. 10, p. 160-194, 2013b.

BRASIL. Lei n. 7.802, de 11 de Julho de 1989. **Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização dos agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências**. Diário Oficial da União – DOU, 12 de Julho de 1989, Seção I, p. 11.459.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 001, de 23 de Janeiro de 1986. **Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a Avaliação de Impacto Ambiental**. Diário Oficial da União – DOU, de 17 de Fevereiro de 1986, Seção I, p. 2548-2549.

BRETTAS, F. Z. **Exposição ao agrotóxico e perda auditiva: uma revisão**. 2016. 35 p. Monografia (Especialização em Saúde do Trabalhador), Universidade de Santa Cruz, Santa Cruz do Sul, 2016.

BRITO, F. B.; SILVA, T. M. M.; VASCO, A. N.; AGUIAR NETTO, A. O.; CARVALHO, C. M. Avaliação do risco de contaminação hídrica por agrotóxicos no período irrigado Betume baixo rio São Francisco. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 09, n. 03, p. 158-170, 2015.

BRITO, F. B.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; NOGUEIRA, L. C. Herbicidas no alto rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 02, p. 390-398, 2012.

BRITTO, F. B. **Pesticidas no alto do rio Poxim e os riscos de contaminação**. 2011. 105 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas), Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2011.

CADASTRO AMBIENTAL RURAL (CAR). **Base de downloads**: Pernambuco. Disponível em: < <http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

CALDAS, L. Q. A. **Intoxicações exógenas agudas por carbamatos, organofosforados, compostos bipiridílicos e piretróides**. Niterói: Centro de controle de intoxicações de Niterói-RJ, 2000. 43 p.

CÂMARA, S. A. V.; SILVA, I. S.; PONTES, E. R. J. C.; BARBOSA, A. M. J. Exposição a

agrotóxicos: determinação dos valores de referência para colinesterase plasmática e eritrocitária. **Brasília Médica**, v. 49, n. 03, p. 163-169, 2012.

CARNEIRO, F. F.; RIGOTTO, R. M.; AUGUSTO, L. G. da S.; FRIEDRICH, K. BÚRIGO, A. C. (Org.). **Dossiê Abrasco**: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015. 624 p.

CARSON, R. L. **Primavera silenciosa**. São Paulo: edições melhoramentos, 1962. 305 p.

CATAE, A. F. **Alterações no cérebro e no ventrículo de abelhas *Apis mellifera* expostas ao imidacloprido**. 2016. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2016.

CAVALCANTI, N. A. O.; FERREIRA, V.; NASCIMENTO, R. M. Proposta de cursos para capacitação dos agricultores como instrumentos de educação ambiental, bacia hidrográfica do Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE. In: CONNEPI. 5. 2010. Maceió. **Anais...** Maceió: IFAL, 2010. 5 p.

CHABASSOU, F. **Plantas doentes pelo uso de agrotóxicos**: novas bases de uma prevenção contra doenças e parasitas: a teoria da trofobiose. Traduzido por Maria José Guazzelli. 2. ed. São Paulo: Expressão Popular, 2012. 320 p.

CHAIM, A.; FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. **Manejo de agrotóxico e qualidade ambiental**: manual técnico. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 34 p.

CHAVES, H. M. L. **Modelo de avaliação e manejo do risco de contaminação da água por pesticidas – A. R. C. A.** [2015?]. Disponível em: <http://produtordeagua.ana.gov.br/Portals/0/DocsDNN6/documentos/ARCA_2.pdf> Acesso em: 06 maio 2017.

CHAVES, H. M. L.; SOUZA, M. A. Índice para a avaliação do risco de contaminação de água por pesticidas: desenvolvimento e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 02, p. 286-297, 2015.

CHAVES, T. V. S. **Avaliação do impacto do uso de agrotóxicos nos trabalhadores rurais dos municípios de Ribeiro Gonçalves, Baixa Grande do Ribeiro e Uruçuí – Piauí**. 2007. 206 f. Dissertação (Mestrado em Farmacologia), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999. 236 p.

COHEN, S. Z.; WAUCHOP, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSPORTH, C. V.; GRANCY, R. Offsite transport of pesticides in water – mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure and Applied Chemistry**, London, v. 67, p. 2109-2148, 1995.

CONCIANI, W.; PESSOA, M. C. P. Y.; SILVA, S. R. C. M. Avaliação por simulação computacional do potencial de percolação dos agrotóxicos. In: JORNADA DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA DA EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA DA REGIÃO CENTRO OESTE. 2. 2008. Cuiabá. **Anais...** Cuiabá: OPPG, 2008. 5 p.

COSTA SOBRINHO, A. F. **Análise de cenários da salinização dos aquíferos costeiros da planície do Recife levando em conta os efeitos da elevação do nível do mar**. 2014. 229 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

COSTA, W. D. Uso e gestão e água subterrânea. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. (Coord.). *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 2ª Ed. Fortaleza: CPRM-REFO, LABHID-UFPE, 2000. p. 341-367.

COUTINHO, H. C. P. **Direito à comunicação e desenvolvimento local sustentável: o acesso a informações públicas em comunidades rurais de Vitória de Santo Antão – PE**. 2015. 134 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável), Universidade de Pernambuco, Recife, 2015.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. **Licenciamento ambiental eletrônico a distância – SILIA WEB: Pombos e Vitória de Santo Antão**. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/siliaweb>>. Acesso em: 14 set. 2017.

CREMONESE, C.; FREIRE, C.; KOIFMAN, F.; MEYER, A. Exposição a agrotóxicos e eventos adversos na gravidez no sul do Brasil. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 28, n. 07, p. 1263-1272, 2012.

DEIMILING, M. F.; BARICHELO, R.; BRAZ, R. J.; BIEGER, B. N.; CASAROTTO FILHO, N. Agricultura familiar e as relações na comercialização da produção. **Interciência**, v. 40, n. 07, p. 440-447, 2015.

DELDUQUE, M. C.; MARQUES, S. B.; SILVA, L. R. A reavaliação do registro dos agrotóxicos e o direito à saúde. **Revista de Direito Sanitário**, São Paulo, v. 11, n. 01, p. 169-175, 2010.

DEPARTMENT OF PESTICIDE REGULATION – DPR. 2005. **A partition of pesticide loads in major subbasins in the Sacramento river watershed-preliminary results of study 227**. Disponível em: <http://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/pubs/ehapreps/227_memo.pdf>. Acesso em: 23 dez. 2016.

DIÁRIO DE PERNAMBUCO. **Editorial: estamos comendo veneno**. 2017. Disponível em: <http://www.diariodepernambuco.com.br/app/noticia/politica/2017/11/01/interna_politica,729120/editorial-estamos-comendo-veneno.shtml>. Acesso em: 02 nov. 2017.

DUARTE, C. C.; GALVÍNCIO, J. D.; CORRÊA, A. C. B.; ARAÚJO, M. S. B. Análise fisiográfica da bacia hidrográfica do rio Tapacurá. **Revista de Geografia**, v. 24, n. 02, p. 50-64, 2007.

DUTTON, A. R.; MACE, R. E. Evolución de los modelos numéricos de flujo de agua subterrânea en el acuífero de Ogallaen Texas. **Revista Mexicana de Ciências Geológicas**, v. 19, n. 02, p. 107-120, 2002.

EXTOXNET. **The EXtonet TOXicology NETwork**. Disponível em: <<http://extoxnet.orst.edu/>> Acesso em: 19 dez. 2016.

FANTINATTI, P. A. P.; ZUFFO, A. C. A Importância da percepção do patrimônio natural dos recursos hídricos em processos de parcelamento do solo. **Revista Labor & Engenho**, v. 05, n 02, p. 99-109, 2011.

FOLHA DE PERNAMBUCO. **Oitenta famílias no lixo em Vitória de Santo Antão.**

Disponível: <

<http://www.folhape.com.br/noticias/noticias/cotidiano/2016/10/06/NWS,1372,70,449,NOTICIAS,2190-OITENTA-FAMILIAS-LIXO-VITORIA-SANTO-ANTAO.aspx>>. Acesso em: 30 out. 2017.

GEBLER, L. Gestão ambiental nas cadeias produtivas vegetais. In: GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. (Ed.). *Gestão ambiental na agropecuária*. Brasília, DF: Embrapa, 2007. p. 267-284.

GERAGE, J. M. **Exposição aos resíduos de agrotóxicos por meio do consumo alimentar da população brasileira**. 2016. 101 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia dos Alimentos), Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

GLOEDEN, E. **Gerenciamento de áreas contaminadas na bacia hidrográfica do reservatório Guarapiranga**. 1999. 225 f. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

GOMES, M. A. F.; BARIZON, R. R. M. **Panorama da contaminação ambiental por agrotóxicos e nitrato de origem agrícola no Brasil: cenário 1992/2011**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2014. 35 p.

GOSS, D. W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v. 06, n. 06, p. 701-708, 1992.

GUSMÃO, A. D. **Águas Subterrâneas: aspectos de contaminação e remediação**. Recife: EDUPE, 2002. 194 p.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater Ubiquity Score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 08, p. 339-357, 1989.

HENRIQUES, F. S. A Revolução Verde e a biologia molecular. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 32, n. 02, p. 245-254, 2009.

HORNSBY, A. G.; BUTTLER, T. M.; BROWN, R. B. Managing pesticides for crop production and water quality protection: practical grower guides. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 46, n. 1/4, p. 187-196, 1993.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2015a. **Sistema IBGE de recuperação automática: agricultura**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/agric/default.asp?t=1&z=t&o=11&u1=1&u2=1&u3=1&u4=1&u5=1&u6=1>>. Acesso em: 08 abr. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil 2015**. Rio de Janeiro: IBGE, 2015b.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA – IBGE. **Downloads:** geociências. Disponível em: < http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm> Acesso em: 28 jan. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Portaria normativa IBAMA n. 84, de 15 de Outubro de 1996.** Disponível em: <https://servicos.ibama.gov.br/phocadownload/legislacao/portaria_84.pdf> Acesso em: 22 nov. 2016.

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE PERNAMBUCO – IFPE. **Plano de Desenvolvimento Institucional 2014-2018:** Responsabilidade social e inserção regional. Disponível em: <http://pdi.ifpe.edu.br/wp-content/uploads/2015/10/3.-RESPONSABILIDADE-SOCIAL-E-INSER%C3%87AO-REGIONAL.pdf>. Acesso em: 06 nov. 2017.

KEGLEY, S. E.; HILL, B. R.; ORME, S.; CHOI, A. H. **PAN Pesticide Database**, Pesticide Action Network, North America (Oakland, CA, 2016). Disponível em: < http://www.pesticideinfo.org/Search_Chemicals.jsp>. Acesso em: 04 out. 2017.

KÖHLER, H. R.; TRIEBSKORN, R. Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we track effects to the population level and beyond? **Science**, v. 341, n. 6147, p. 759-765, 2013.

LASKOWSKI, D. A.; GORING, C. A. I.; MCCALL, P. J.; SWANN, R. L. Terrestrial Environment. In: CONWAY, R. A. (Ed.) *Environmental Risk Analysis for Chemicals*. New York: Krieger Publishing Company, 1982. p. 198-240.

LEWIS, K. A.; TZILIVAKIS, J.; WARNER, D. J.; GREEN, A. An international database for pesticide risk assessments and management. **Human and Ecological Risk Assessment**: an international journal, v. 22, n. 04, p.1050-1064, 2016.

LIMA, E. B. N. R. **Modelação integrada para a gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LONDRES, F. **Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da via**. Rio de Janeiro: AS-PTA, 2011. 190 p.

LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C. A.; SANTIAGO-SILVA, M.; RIBEIRO, M. L. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre os métodos de lixiviação. **Pesticidas**: revista de ecotoxicologia e meio ambiente, v. 15, p. 1-13, 2005.

MACDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. **A modular three dimensional finite-difference ground-water flow model**. Washington: USGS, 1988, 586 p.

MANOEL FILHO, J. Água Subterrânea: histórico e importância. In: FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J. (Coord.). *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 2ª Ed. Fortaleza: CPRM-REFO, LABHID-UFPE, 2000. p. 3-12.

MARCHESAN, E.; SARTORI, G. M. S.; AVILA, L. A. de; MACHADO, S. L. de O.;

ZANELLA, R.; PRIMEL, E. G.; MACEDO, V. R. M.; MARCHESAN, M. G. Resíduos de agrotóxicos na água de rios da depressão central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural**, v. 40, n. 05, p. 1053-1059, 2010.

MARCON, T. Progresso, modernização e sustentabilidade: desafios para as políticas agrícolas. **Olhar de Professor**, v. 15, n. 01, p. 125-136, 2012.

MARQUES, J. G. C. M.; NASCIMENTO, R. M.; LYRA, M. R. C. C.; CARVALHO, R. M. C. M. O.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, J. A.; SILVA, J. C. O manejo de agrotóxicos por produtores rurais de hortaliças na sub bacia do Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE, Brasil. **Cientec**, v. 05, n. 01, p. 10-22, 2013a.

MARQUES, J. G. C. M.; NASCIMENTO, R. M.; LYRA, M. R. C. C.; CARVALHO, R. M. C. M. O.; SILVA, J. C.; BELTRÃO, M. R. M. A utilização de agroquímicos pela agricultura familiar na subbacia do riacho do Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE, Brasil. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA. 65. 2013. Recife. **Anais...** Recife: SBPC, 2013b. 1 p.

MARQUES, J. G. C.; MARQUES, L. F. G.; NASCIMENTO, R. M. Recursos hídricos contaminados por agrotóxicos e a ingestão de peixes desses mananciais pela sociedade. **Diário de Bordo**, n. 54, p. 4-5, 2013.

MARTINI, L. F. D.; CALDAS, S. S.; BOLZAN, C. M.; BUNDT, A. D. C.; PRIMEL, E. G.; AVILA, L. A. de. Risco de contaminação de águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos recomendados para a cultura do arroz irrigado. **Ciência Rural**, v. 42, n. 10, p. 1715-1721, 2012.

MASCARELLI, A. Growing up with pesticides. **Science**, v. 341, n. 6147, p. 740-741, 2013.

MASCARENHAS, J. C.; BELTRÃO, B. A.; SOUZA JÚNIOR, L. C.; GALVÃO, M. J. T. G.; PEREIRA, S. N.; MIRANDA, J. L. F. **Diagnóstico do município de Vitória de Santo Antão**. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.

MAS-PLA, J.; FONT, E.; ASTUI, O.; MENCIO, A.; RODRÍGUEZ-FLORIT, A.; FOLCH, A.; BRUSI, D.; PÉREZ-PARICIO, A. Development of a stream-aquifer numerical flow model to assess river water management under water scarcity in a mediterranean basin. **Science of Total Environmental**, v. 440, p. 204-218, 2012.

MENEZES, J. B.. **Levantamento das bases de dados da bacia do rio Natuba – PE**: estudo de caso da Pedologia, Geomorfologia e Cobertura Vegetal. 2010. 67 f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

MENEZES, J. B.; ARAÚJO FILHO, J. C.; SILVA, C. B.; BARBOSA NETO, M. V.; ARAÚJO, M. S. B.; CAVALCANTI, L. C. S. Melhorias do mapeamento de solos da escala 1:100.000 para 1:25.000 com base em estudos morfológicos na bacia do rio Natuba. **Revista de Geografia**, v. 27, n. 03, p. 156-165, 2010.

MILHOME, M. A. L.; SOUZA, D. O. B.; LIMA, F. A. F.; NASCIMENTO, R. F. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 03, p. 363-

372, 2009.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA. **Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura**. Brasília: MAPA, 2012. 176 p.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL – MPF. **MPF é contra o projeto de lei que transfere análise de registro de agrotóxicos**. 2016. Disponível em: <<http://www.mpf.mp.br/pgr/noticias-pgr/meio-ambiente-mpf-repudia-projeto-de-lei-que-transfere-analise-de-registro-de-agrotoxicos>> Acesso em: 26 nov. 2016.

MONTEIRO, A. L. N.; MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. Modelagem de fluxo e análise do potencial hídrico de aquífero aluvial no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 03, p. 151-163, 2014.

MONTENEGRO, S. M. G. L.; PAIVA, A. L. R.; CABRAL, J. J. S. P.; CAVALCANTI, G. L.; SCALIA, E. Investigation of seawater intrusion in Recife coastal plain (Pernambuco, Brazil). In: SALT WATER INTRUSION MEETING. 21. 2010. Ponta Delgada. **Anais...** Ponta Delgada - Açores: SWIM, 2010. p. 254 – 258.

MORAES, D. A. C. **Espacialização das estimativas de contaminação de água subterrânea por defensivos agrícolas**. 2012. 85 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.

MORAES, D. A. C. **Simulação sequencial na interpolação dos dados de entrada ou saída do modelo de lixiviação do software ARAquá**. 2015. 75 f. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2015.

MOREIRA, J. C.; JACOB, S. C.; PERES, F.; LIMA, J. S.; MEYER, A.; OLIVEIRA-SILVA, J. J.; SARCINELLI, P. N.; BATISTA, D. F.; EGLER, M.; FARIA, M. V. C.; ARAÚJO, A. J.; KUBOTA, A. H.; SOARES, M. O.; ALVES, S. R.; MOURA, C. M.; CURI, R. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 07, n. 02, p. 299-311, 2002.

MOREIRA, J. C.; PERES, F.; SIMÕES, A. C.; PIGNATI, W. A.; DORES, E. de C.; VIEIRA, S. N.; STRÜSSMANN, C.; MOTT, T. Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 17, n. 06, p. 1557-1568, 2012.

MOTTES, C.; LESUEUR-JANNOYER, M.; CHARLIER, J. B.; CARLES, C.; GUÉNÉ, M.; BAIL, M. L.; MALÉZIEUX, E. Hydrological and pesticide transfer modeling in a tropical volcanic watershed with the WATPPASA model. **Journal of Hydrology**, v. 529, p. 909-927, 2015.

NASCIMENTO, F. P.; KUNO, R.; LEMES, V. R. R.; KUSSUMI, T. A.; NAKANO, V. E.; ROCHA, S. B.; OLIVEIRA, M. C. C.; KIMURA, I. A.; GOUVEIA, N. Organochlorine pesticides levels and associated factors in a group of blood donors in São Paulo, Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, 189:380, p. 1-9, 2017.

NASCIMENTO, R. M. **Impactos dos agrotóxicos na contaminação ambiental da produção de hortaliças no baixo rio Natuba, Pernambuco**. 2013. 167 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

NASCIMENTO, R. M. do; MONTENEGRO, S. M. G. L.; LYRA, M. R. C. C.; SILVA, J. S. da; SILVA, J. C. da; MARQUES, J. G. de C. Intoxicação por agrotóxicos na sub bacia do Natuba, município de Vitória de Santo Antão (PE), Brasil. **Natural Resources**, v. 03, n. 02, 2013. 1 p.

NORMILE, D. Vietnam turns back a ‘tsunami of pesticides’. **Science**, v. 341, n. 6147, p. 737-738, 2013.

NORONHA, C. R. B.; LIRA, E. B. S.; MORAIS, A. S. Agrochemicals and horticulturists: the invisible risks inserted in food produced in Natuba – Vitória de Santo Antão/PE. **Revista GEAMA**, v. 01, n. 01, p. 93-103, 2016.

NUNES, S. P. O. Desenvolvimento da agricultura brasileira e mundial e a ideia de desenvolvimento rural. **Boletim Eletrônico DESER**, n. 157, p. 1-15, 2007.

OLIVEIRA, C. R. **Qualidade da água e conservação das nascentes em assentamento rural na mata pernambucana**. 2014. 141 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

OLIVEIRA, M. C.; LIMA, L. A.; SILVA, A. C.; NASCIMENTO, J. M.; COLOMBO, A. Índice de GUS e GSI na avaliação da contaminação em águas subterrâneas por fungicidas na tomaticultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 19. 2016. Campinas. **Anais...** São Paulo: ABAS, 2016a. 9 p.

OLIVEIRA, M. C.; LIMA, L. A.; SILVA, S. C.; NASCIMENTO, J. M.; COLOMBO, A. Índice de GUS e GSI na avaliação da contaminação em águas subterrâneas por fungicidas da bataticultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 19., 2016. Campinas. **Anais...** Campinas: ABAS, 2016b. 8 p.

OLIVEIRA, C. M.; AMARANTE JÚNIOR, O. P. A.; FIORILLO, C. A. P.; COLENCI, P. L. Regulação das águas doces superficiais e subterrâneas na integração regional MERCOSUL. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 02, p. 291-303, 2016.

ONGLEY, E. D. **Controle da poluição da água pelas atividades agrícolas**. Traduzido por GHEYI, H. R.; DAMACENO, F. A. V; BRITO, L. T. L.. Campina Grande: UFPB, 2001. 92 p.

OU, G.; LI, R.; PUN, M.; OSBORN, C.; BRADLEY, J.; SCHNEIDER, J.; CHEN, X. H. A MODFLOW package to linearize stream depletion analysis. **Journal of Hidrology**, v. 532, p. 9-15, 2016.

PALMA, D. C. A. **Agrotóxicos em leite humano em mães residentes em Lucas do Rio Verde – MT**. 2011. 103 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva), Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2011.

PAN – PESTICIDE ACTION NETWORK. **PAN**: Pesticides Database – Chemicals. Disponível em:

<http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC37301#Toxicity> Acesso em: 21 nov. 2016.

PAZ, A. R. **Hidrologia aplicada**. 2004. Disponível em: <http://www.ct.ufpb.br/~adrianorpaz/artigos/apostila_HIDROLOGIA_APLICADA_UERGS.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2016.

PELAEZ, V.; SILVA, L.; ARAÚJO, E. B. Regulação de agrotóxicos: uma análise comparativa. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE HISTÓRIA DA CIÊNCIA E DA TECNOLOGIA. 13. 2012. São Paulo. **Anais...** São Paulo: Caderno de Resumos, 2012. 15 p.

PENHA, A. L. T.; PEREIRA, L. C.; BARROS FILHO, M. B. B.; BRAGA, R. A. P. Sistema de informação web para a gestão de bacias hidrográficas: o caso do rio Natuba-PE. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DE GEOINFORMAÇÃO. 4., 2012. Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2012. 7 p.

PERNAMBUCO. **Decreto n. 31.246, de 28 de dezembro de 2007**. Regulamenta a Lei Nº 12.753, de 21 de janeiro de 2005, que dispõe, no âmbito do Estado de Pernambuco, sobre o comércio, o transporte, o armazenamento, o uso e aplicação, o destino final dos resíduos e embalagens vazias, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, bem como o monitoramento de seus resíduos em produtos vegetais, e dá outras providências. Disponível em: < <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=149712>>. Acesso em: 09 nov. 2017.

PERNAMBUCO. **Lei 12.744, de 23 de dezembro de 2004**. Dispensa de licenciamento ambiental no estado de Pernambuco, as atividades agrícolas e pecuárias desenvolvidas em sequeiro, de acordo com os limites territoriais que indica. Disponível em: < <http://legis.alepe.pe.gov.br/arquivoTexto.aspx?tiponorma=1&numero=12744&complemento=0&ano=2004&tipo=&url=>>>. Acesso em: 09 nov. 2017.

PERNAMBUCO. **Mesorregião da mata setentrional, da mata meridional e de Vitória de Santo Antão**. Recife: CONDEPE, 2001. 120 p.

PESSOA, M. C. P. Y.; FERRACINI, V. L.; CHAIM, A.; SCRAMIN, S. **Software AGROSCORE – Apoio à avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxicos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 24 p.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. Piracicaba: ESALQ-USP, 1985. 466 f.

QUERNER, E. P. Description and application of the combined surface and groundwater flow model MOGROW. **Journal of Hydrology**, v. 192, n. 1-4, p. 158-188, 1997.

QUERNER, E. P. Description of a regional groundwater flow model SIMGRO and some applications. **Agricultural Water Management**, v. 12, n. 1-4, p. 209-218, 1988.

REBELO, R. M.; CALDAS, E. D. Avaliação de risco ambiental de ambientes aquáticos afetados pelo uso de agrotóxicos. **Química Nova**, v. 37, n. 07, p. 1199-1208, 2014.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Conceitos básicos de modelagem hidrológica. In: CÂMARA,

G.; MONTEIRO, A. M. V. (Org.). *Tutorial: Introdução à Modelagem Dinâmica Espacial*. Belo Horizonte: SBRs, 2003. p. 42-74.

RIBEIRO, B. A. L.; CAMELLO, T. C. F. Reflexões sobre o uso de agrotóxicos e suas consequências. **Sustinere**: Revista de Saúde e Educação, v. 02, n. 02, p. 27-35, 2014.

RIBEIRO, E. P. **Eficácia no processo de devolução de embalagens de agrotóxicos vazias na comunidade do Natuba**: área produtora de hortaliças de Vitória de Santo Antão – Pernambuco. 2011. 161 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável), Universidade de Pernambuco), Recife, 2011.

RIFFEL, E. S.; SILVA, J. L. S. Caracterização dos recursos hídricos subterrâneos no município de Santo Rosa – RS. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v. 22, p. 3-28, 2011.

RISSATO, S. R.; GALHIANE, M. S.; KNOLL, F. R. N.; ANDRADE, R. M. B.; ALMEIDA, M. V. Método multirresíduo para monitoramento de contaminação ambiental por pesticidas na região de Bauru (SP) usando mel como bio-indicador. **Química Nova**, v. 29, n. 05, p. 950-955, 2006.

ROCHA, A. S.; BARBOSA, I. M. B. R.; DUTRA, M. T. D. Indicadores de sustentabilidade hidroambiental utilizando um Sistema de Informações Geográficas (SIG). **Cientec**, v. 07, n. 01, p. 30-42, 2015.

RODRIGUES, J. E. C. **Uso de agrotóxicos e seu impacto na saúde do trabalhador rural no município de Vitória de Santo Antão – PE**: um estudo de caso. 2006. 110 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Instituto Tecnológico de Pernambuco, Recife, 2006.

ROSS, J. L.S.; DEL PRETTE, M. E. Recursos Hídricos e as Bacias Hidrográficas: âncoras do planejamento e gestão ambiental. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 12, p. 89-121, 1998.

RUY, R.; REIS, T. E. S. Risco de contaminação por agrotóxicos das águas subterrâneas em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. **Pesticidas**: revista de ecotoxicologia e meio ambiente, v. 22, p. 77-84, 2012.

SÁ, I. M. B.; CRESTANA, S. Os caminhos do câncer na agricultura: desafios de uma abordagem em saúde ambiental. In: ESPÍNDOLA, E.; WENDLAND, E. *Bacia Hidrográfica – diversas abordagens em Pesquisa*. Série Ciências da Engenharia Ambiental, v. 03. São Carlos: RIMA, 2004. p. 381-294.

SAATMAN, T. M. **Avaliação da qualidade da água subterrânea em área de cultivo de hortaliça em relação à contaminação por agrotóxico**. 2016. 51 f. Monografia (Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental), IFPE, Recife, 2016.

SAMPAIO, C. B. V; MENDES, L. C. Utilização de plantio direto como forma de diminuição dos impactos da agricultura sobre os recursos hídricos na região do semi-árido. In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 8., 2017, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Anais do Fórum Internacional de Resíduos Sólidos, 2017. 9 p.

SANTOS, M. M. **Avaliação de risco ambiental de agrotóxicos no IBAMA**. 2012.

Disponível em:

<http://www.ibama.gov.br/phocadownload/Qualidade_Ambiental/avaliacao_risco_ambiental_agrotoxicos_ibama_2012.pdf> Acesso em: 22 nov. 2016.

SAVOY, V. L. T. Classificação dos agrotóxicos. **Biológico**, v. 73, n. 01, p. 91-92, 2011.

SEQUINATTO, L.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; RHEINHEIMER, D. S.; COPETTI, A. C. C. Contaminação da água por agrotóxicos numa microbacia cultivada com fumo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DE SOLO E ÁGUA. 16. 2006. Aracaju. **Anais...** Aracaju: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. 4 p.

SERAFIM, F. G. **Contaminação ambiental por agrotóxicos em áreas de cultivo de banana, no Vale do Ribeira (SP)**. 2009. 137f. Dissertação (Mestrado em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio), Instituto Biológico, Agência Paulista de Tecnologia de Agronegócios, São Paulo, 2009.

SERVICIO DE EVALUCIÓN AMBIENTAL – SEA. **Guía para el uso de modelos de aguas subterráneas em el seia**. Santiago: SEA, 2012. 108 p.

SEWAYBRICKER, V. V. & VIDAL, A. C.. Estudo de método para avaliação da incerteza na simulação de fluxo em meios porosos. **Geociências**, v. 30, n. 03, p. 431-443, 2011.

SILVA, A. S.; FRANÇA, L. M. A. Degradação de áreas ribeirinhas utilizando a análise por NDVI em um município da zona da mata de Pernambuco. In: MESSIAS, A. S. (Org.). *Série Encontro das Águas*. 3 ed. Recife: Unicap, v. 07, 2013. p. 375-382.

SILVA, C. B.; ARAÚJO, M. S. B.; ARAÚJO FILHO, J. C.; BITTAR, S. M. B. Bacia hidrográfica do rio Natuba - PE: uma análise através de parâmetros morfométricos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA. 8., 2017. Campinas. **Anais...** Campinas: Instituto de Geociências, 2017. p. 489-500.

SILVA, C. E. M. **Programa de educação ambiental e proposta de pagamento por serviços ecossistêmicos no assentamento Chico Mendes (Ronda), microbacia do Alto Natuba, afluente do Tapacurá – Pombos – PE**. 2007. Monografia (Graduação em Gestão Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Recife, 2007.

SILVA, F. B. R.; RICHÉ, G. R.; TONNEAU, J. P.; SOUZA NETO, N. C.; BRITO, L. T. L.. CORREIA, R. C.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. H. B. B.; SILVA, A. B.; ARAÚJO FILHO, J. C. **Zoneamento Agroecológico do Nordeste**: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico. Petrolina: Embrapa CPATSA/Recife: Embrapa CNPS, 1993. 2v.

SILVA, J. C. S. **Caracterização hidrogeológica ambiental da área de influência da mina da Lapa Vermelha, na região cárstica de Lagoa Santa, MG**. 2003. 293 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

SILVA, J. V.; VILELA, L. P.; MORAES, M. S.; SILVEIRA, C. A. A percepção dos trabalhadores rurais sobre a autoexposição aos agrotóxicos. **Saúde**, v. 43, n. 01, p. 1-7, 2017.

SILVA, R. M. **Análise da perda de solos na bacia do rio Tapacurá mediante previsão climática e modelos de erosão**. 2010. 133 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

SILVA, JÚNIOR, M. A. B.; SILVA, S. R. A outorga de direito de uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Capibaribe, Pernambuco-Brasil. In: SIMPÓSIO NORDESTINO DE RECURSOS HÍDRICOS. 12., 2014. Natal. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2014.

SILVA, R. M.; SILVA, L. P.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, S. A. G. Análise da variabilidade espaço-temporal e identificação do padrão da precipitação na bacia do rio Tapacurá, Pernambuco. **Sociedade & Natureza**, v. 22, n. 02, p. 357-372, 2010.

SILVA, S. R. C. M. **Efeitos dos inseticidas organofosforados em latossolo vermelho escuro de Campo Novo do Parecis – MT e a degradação dos organofosforados por processo oxidativo avançado**. 2008 134 f. Tese (Doutorado em Geoquímica ambiental), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2008.

SINGHAL, B. B. S.; GUPTA, R. P. **Applied Hydrogeology of Fractured Rocks**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. 400 p.

SIQUEIRA, S. L.de; KRUZE, M. H. L. Agrotóxicos e saúde humana: contribuição dos profissionais do campo de saúde. **Revista Escola de Enfermagem da USP**, v. 42, n. 03, p. 584-590, 2008.

SOARES, A. F. S.; AZEVEDO, B. A. D.; RODRIGUES, N. U. A. Aplicação dos algoritmos de GOSS e GUS para estimar a contaminação das águas e mananciais de abastecimento público. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL. 5. 2014. Belo Horizonte. **Anais...** Bauru: IBEAS, 2014. 5 p.

SOARES, A. F. S.; LEÃO, M. M. D.; VIANNA NETO, M. R.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Risk estimate of water contamination by pesticides used in coffee crops. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 16, n. 04, p. 425-432, 2012.

SOARES, D. F.; FARIA, A. M.; ROSA, A. H.. Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 02, p. 277-284, 2017.

SOUZA, D.; GREEN, V. Avaliação de Estudos de Vulnerabilidade e Adaptação à Mudança do Clima nas cidades brasileiras. In: TEIXEIRA, B. S.; ORSINI, J. A. M.; CRUZ, M. R. (Ed.). *Modelagem Climática e Vulnerabilidades Setoriais à Mudança do Clima no Brasil*. Brasília: Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação, 2016. p.511-589.

SOUZA, F. de A. S. de. Avanço da modelagem nos recursos hídricos frente às novas tecnologias. In: GALVÍNCIO, J. D. (Org.). *Mudanças climáticas e modelos ambientais: caracterização e aplicações*. Recife: Editora Universitária, 2012. p. 193-217.

SOUZA, S. F.; ARAÚJO, M. S. B. Avaliação da cobertura vegetal densa na sub bacia do rio Natuba do estado de Pernambuco. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. 15. 2011. Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. 8 p.

SOUZA, S. F.; ARAÚJO, M. S. B.; BRAGA, R. A. P.; SILVA, C. E. M. Caracterização fisiográfica da sub bacia do rio Natuba – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 01, n. 02, p. 1-14, 2008.

SPADOTTO, C. A. Screening Method for Assessing Pesticide Leaching Potential. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 12, p. 69-78, 2002.

SPADOTTO, C. A.; FILIZOLA, H.; GOMES, M. A. F. Avaliação do potencial de lixiviação de pesticidas em latossolo da região de Guaíra, SP. **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, v. 11, p. 127-136, 2001.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. M. **Monitoramento do Risco Ambiental de Agrotóxicos: princípios e recomendações**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 29 p.

SPADOTTO, C. A.; MATALLO, M. B.; MORAES, D. A. C. de. Agrotóxicos: avaliação ambiental. **Agroanalyzes**, v. 30, n. 05, 2010.

SPADOTTO, C. A.; MINGOTI, R. **Base Técnico-científica do ARAquá 2014: software para avaliação de risco ambiental de agrotóxico**. Campinas: Embrapa Gestão Territorial, 2014. 6 p.

SPADOTTO, C. A.; SCORZA JÚNIOR, R. P.; DORES, E. F. G. C.; GEBLER, L.; MORAES, D. A. C. **Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 46 p.

SPÍNOLA, A. L. S.; KRINGS, G. E. A produção orgânica e a informatização como formas de redução de resíduos agrícolas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 01, p. 34-39, 2004.

TEIXEIRA, F. **Utilização de pesticidas agrícolas**. Lisboa: ACT, 2014. 14 p.

TEKLU, B. M.; ADRIAANSE, P. I.; TER HORST, M. M. S.; DENEER, J. W.; VAN DEN BRICK, P. J. Surface water risk assessment of pesticides in Ethiopia. **Science of Total Environment**, v. 508, p. 566-574, 2015.

TREVISAM, R. M. S.; AGUIRRE, A. C.; SASSAKI, H. M.; PEREIRA, R. L.; TAKAKI, S.; PALMA, S. S.; FRANÇA, V.; BERTOCHI, H. Critérios para classificação toxicológica. **AgroANALYSES**, v. 30, n. 05, 2010. p. 48-48.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

US EPA. [2017] **Estimation Program Interface (EPI) Suite™ for Microsoft® Windows**, [v 4.11]. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

VASCONCELOS, M. V.; FREITAS, C. F.; SILVEIRA, C. A. Caraterização do uso de agrotóxicos entre trabalhadores rurais. **Saúde (Santa Maria)**, v. 40, n. 02, p. 87-96, 2014.

VEIGA, M. M.; SILVA, D. M.; VEIGA, L. B. E.; FARIA, M. V. de C. Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do sudeste do Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 11, p. 2391-2399, 2006.

WANG, H.; GAO, J. E.; ZHANG, S. L.; ZHANG, M. J.; LI, X. H. Modeling the impact of soil and water conservation on surface and ground water based on the SCS and Visual Modflow. **PLOS ONE**, v. 08, n. 11, 2013. 25 p.

WILKERSON, M. R.; KIM, K. D. **The pesticide contamination prevention act: setting specific numeral values**. California: California Department of Food and Agriculture – CDFA, 1986. 29 p.

XU, X.; HUANG, G.; ZHAN, H.; QU, Z.; HUANG, Q.. Integration of SWAP and MODFLOW-2000 for modeling groundwater dynamics in shallow water table areas. **Journal of Hydrology**, v. 412-413, p. 170-181, 2012.

**ANEXO A - EMPRESAS LICENCIADAS PELA CPRH NO MUNICÍPIO DE
VITÓRIA DE SANTO ANTÃO – PE**

VITÓRIA DE SANTO ANTÃO	
Empresa	Código e descrição da atividade econômica principal
ADL Agreste Distribuidora Ltda	46.35-4-99 - Comércio atacadista de bebidas não especificadas anteriormente
Agropecuária N.L. Ltda	08.10-0-99 - Extração e britamento de pedras e outros materiais para construção e beneficiamento associado
Álvares & Mariz Ltda	86.90-9-99 - Outras atividades de atenção à saúde humana não especificadas anteriormente
Andrade & Ângelo Ltda	-
Anjo Química do Brasil Ltda	20.71-1-00 - Fabricação de tintas, vernizes, esmaltes e lacas
Antônio de Lemos Vasconcelos Neto	-
Arxo industrial do Brasil Ltda	25.21-7-00 - Fabricação de tanques, reservatórios metálicos e caldeiras para aquecimento central
Associação de Proteção à maternidade e a infância de Vitória de Santo Antão	86.10-1-02 - Atividades de atendimento em pronto-socorro e unidades hospitalares para atendimento a urgências
Auto Posto Barbosa Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Auto Posto Rota 232 EPP	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Auto Posto Shopping Ltda EPP	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Bartolomeu de Oliveira Melo	-
Bezerra e Moraes Tecidos Ltda	13.30-8-00 - Fabricação de tecidos de malha
Bompreço Supermercados do Nordeste Ltda	47.11-3-01 - Comércio varejista de mercadorias em geral, com predominância de produtos alimentícios - hipermercados
Brasil Cana e água Ltda	28.32-1-00 - Fabricação de equipamentos para irrigação agrícola, peças e acessórios
BRF S/A	10.13-9-01 - Fabricação de produtos de carne
Caldeiraria Nunes Ltda	46.72-9-00 - Comércio atacadista de ferragens e ferramentas
Carbo Gás Ltda	20.14-2-00 - Fabricação de gases industriais
Carlos R. Rodrigues da Silva e CIA Ltda ME	14.12-6-01 - Confecção de peças de vestuário, exceto roupas íntimas e as confeccionadas sob medida
Casa de Carnes Comércio e Distribuição Ltda	49.30-2-02 - Transporte rodoviário de carga, exceto produtos perigosos e mudanças, intermunicipal, interestadual e internacional
Centro Hospitalar Santa Maria	86.10-1-01 - Atividades de atendimento hospitalar, exceto pronto-socorro e unidades para atendimento a urgências
Cetrel Bioenergia Ltda	-

Clube dos motoristas da Vitória de Santo Antão	93.12-3-00 - Clubes sociais, esportivos e similares
Comercial Lira e Albuquerque Ltda	68.22-6-00 - Gestão e administração da propriedade imobiliária
Companhia alcoolquímica nacional S/A Filial	19.31-4-00 - Fabricação de álcool
Companhia brasileira de Sandália	-
Companhia indústria de vidros - CIV	-
D S Distribuidora com importação e exportação de hortaliças Ltda	46.32-0-03 - Comércio atacadista de cereais e leguminosas beneficiados, farinhas, amidos e féculas, com atividade de fracionamento e acondicionamento associada
D3 Beneficiamento de alumínio Ltda	24.41-5-02 - Produção de laminados de alumínio
Daniel José de Albuquerque	-
Danielle Transporte de cargas Ltda	49.30-2-03 - Transporte rodoviário de produtos perigosos
Design Extrusões de Alumínio Ltda	24.41-5-02 - Produção de laminados de alumínio
Dimas Xavier Barbosa Júnior ME	46.87-7-03 - Comércio atacadista de resíduos e sucatas metálicos
Edmilson Xavier Barbosa & CIA Ltda	47.44-0-01 - Comércio varejista de ferragens e ferramentas
Engarrafamento Pitú Ltda	11.11-9-01 - Fabricação de aguardente de cana-de-açúcar
Explog Comércio e Logística em Explosivos Ltda	49.30-2-03 - Transporte rodoviário de produtos perigosos
F.A.L. Produtos de Higiene e Limpeza – ME	20.61-4-00 - Fabricação de sabões e detergentes sintéticos
Fonte de águas cristalinas Bela Vista - EIRELI	36.00-6-01 - Captação, tratamento e distribuição de água
Genival Vitor Martins	-
Gleudson Carlos dos Santos Transportes	49.30-2-01 - Transporte rodoviário de carga, exceto produtos perigosos e mudanças, municipal
Golden comércio varejista de gás Ltda	47.84-9-00 - Comércio varejista de gás liquefeito de petróleo (GLP)
Hiper Panificadora e Lanchonete Bela Vista	47.12-1-00 - Comércio varejista de mercadorias em geral, com predominância de produtos alimentícios - minimercados, mercearias e armazéns
I.F. Transportes e Logística Ltda	-
ICEPE – Indústria Cerâmica Pernambucana Ltda	23.42-7-02 - Fabricação de artefatos de cerâmica e barro cozido para uso na construção, exceto azulejos e pisos
Icopol – Indústria e Comércio de Produtos de Limpeza Ltda	20.61-4-00 - Fabricação de sabões e detergentes sintéticos
Incorporadora Bonanza Ltda	42.99-5-99 - Outras obras de engenharia civil não especificadas anteriormente
Indústria de Plásticos JUMFA Ltda	22.21-8-00 - Fabricação de laminados planos e tubulares de material plástico
Isoeste Nordeste Indústria e Comércio de Isolantes Térmicos Ltda	-

Jammar Farmácia de Manipulação Ltda	47.71-7-02 - Comércio varejista de produtos farmacêuticos, com manipulação de fórmulas
João Francisco de Souza	-
José Júlio do Nascimento ME	45.30-7-03 - Comércio a varejo de peças e acessórios novos para veículos automotores
Kleber dos Santos Medeiros - ME	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Kraft Foods Brasil do Nordeste Ltda	10.93-7-01 - Fabricação de produtos derivados do cacau e de chocolates
Lagoa Redonda Engenharia Construção e Empreendimentos Ltda – ME	68.10-2-01 - Compra e venda de imóveis próprios
Laurenz Leopold NEBL & CIA Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
LIG Combustíveis e Serviços Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Lourinaldo Martins de Araújo	-
Agropecuária N.L. Ltda – ME	08.10-0-99 - Extração e britamento de pedras e outros materiais para construção e beneficiamento associado
Manoel Bento Dias Filho	-
Manuel Teixeira de Souza	-
Marcos Augustinho da Silva - ME	77.32-2-01 - Aluguel de máquinas e equipamentos para construção sem operador, exceto andaimes
Maria da Conceição Gomes de Oliveira	-
Fonte Água Viva Ltda – ME	36.00-6-02 - Distribuição de água por caminhões
Marleide Barbosa da Silva Araújo	-
Matadouro Industrial MS Ltda	10.11-2-05 - Matadouro - abate de reses sob contrato - exceto abate de suínos
Matchem PE Produtos Químicos Ltda	20.93-2-00 - Fabricação de aditivos de uso industrial
Máximo Brilho Ltda	20.62-2-00 - Fabricação de produtos de limpeza e polimento
MC Bauchemie do Nordeste e Comércio de Produtos Químicos para Construção	20.93-2-00 - Fabricação de aditivos de uso industrial
Metalfrio Solutions S.A.	27.51-1-00 - Fabricação de fogões, refrigeradores e máquinas de lavar e secar para uso doméstico, peças e acessórios
Mineração Vitória Ltda	08.10-0-99 - Extração e britamento de pedras e outros materiais para construção e beneficiamento associado
Mizum Química Indústria e Comércio Ltda	20.99-1-99 - Fabricação de outros produtos químicos não especificados anteriormente
Módulo Imobiliária Ltda	41.20-4-00 - Construção de edifícios
Neoclor Nordeste Produtos Químicos Ltda	20.19-3-99 - Fabricação de outros produtos químicos inorgânicos não especificados anteriormente
Nóbrega Santiago Serviços Ltda	-

Owens Illinois do Brasil Indústria e Comércio S.A.	23.12-5-00 - Fabricação de embalagens de vidro
Pavane – Construção e Incorporação Ltda	41.10-7-00 - Incorporação de empreendimentos imobiliários
Pedreira Itamatamirim Ltda	08.10-0-99 - Extração e britamento de pedras e outros materiais para construção e beneficiamento associado
Pedreiras do Brasil Ltda	46.79-6-02 - Comércio atacadista de mármore e granitos
Petrocal Petróleo Cavalcanti Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Petrocal Transportes de Cargas Ltda	49.30-2-03 - Transporte rodoviário de produtos perigosos
PFX Transportes Ltda – ME	49.30-2-03 - Transporte rodoviário de produtos perigosos
Pirapama Bioenergia Ltda	35.11-5-01 - Geração de energia elétrica
Plácido Indústria e Comércio Ltda	22.22-6-00 - Fabricação de embalagens de material plástico
Posto cidade Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Posto do óleo	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Posto Ecológico Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Posto inconfidência Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Posto São Marcos Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Posto São Paulo Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Prefeitura municipal de Vitória Santo Antão	84.11-6-00 - Administração pública em geral
Premix Brasil Resinas Ltda	20.31-2-00 - Fabricação de resinas termoplásticas
R.A. Moura Agropecuária Ltda	46.92-3-00 - Comércio atacadista de mercadorias em geral, com predominância de insumos agropecuários
R.L.I. Combustíveis e Serviços Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Ramos Santiago & CIA Ltda	47.71-7-02 - Comércio varejista de produtos farmacêuticos, com manipulação de fórmulas
Roca Sanitários Brasil Ltda	23.49-4-01 - Fabricação de material sanitário de cerâmica
Rodrigues e Silva Combustíveis Ltda	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Romarco Construtora e Incorporadora Ltda	41.20-4-00 - Construção de edifícios
Rosa Maria Carneiro de Albuquerque Santana	-
Sadia S/A	-
Samuel Francisco do Nascimento	-
Severino Sebastião da Silva	-
Silvaneide do Amaral Lino Cavalcanti ME	56.11-2-01 - Restaurantes e similares

TD Plásticos Indústria e Comércio Ltda	22.22-6-00 - Fabricação de embalagens de material plástico
TERRA – Tecnologia de recuperação de recursos ambientais EIRELI - ME	38.39-4-01 - Usinas de compostagem
Top Gráfica e Editora	18.13-0-01 - Impressão de material para uso publicitário
Transportadora Júnior Ltda ME	49.30-2-02 - Transporte rodoviário de carga, exceto produtos perigosos e mudanças, intermunicipal, interestadual e internacional
Trevo Renovação de Pneus	22.12-9-00 - Reforma de pneumáticos usados
Tupahue Tintas S/A	20.72-0-00 - Fabricação de tintas de impressão
Valplast Indústria e Comércio de Plásticos Ltda	22.22-6-00 - Fabricação de embalagens de material plástico
Ventisol Nordeste Indústria e Comércio de Exaustores Ltda	27.59-7-99 - Fabricação de outros aparelhos eletrodomésticos não especificados anteriormente, peças e acessórios
Vic Posto Ltda	-
Villa Natuba Residence Empreendimentos imobiliários	41.10-7-00 - Incorporação de empreendimentos imobiliários
Vitória Combustíveis – ME	47.31-8-00 - Comércio varejista de combustíveis para veículos automotores
Vitória de Santo Antão Pré-Fabricados Ltda	23.30-3-02 - Fabricação de artefatos de cimento para uso na construção

Fonte: CPRH (2017).

ANEXO B - CULTURAS AUTORIZADAS PARA CADA INGREDIENTE ATIVO DE AGROTÓXICOS UTILIZADO NA BACIA DO RIO NATUBA

Ingredientes ativos	Culturas autorizadas
2,4 D	Arroz, aveia, café, cana-de-açúcar, centeio, cevada, milho, pastagem, soja, sorgo, trigo.
2,4 D Sal Dimetilamina	
Abamectina	Algodão, alho, batata, café, cana-de-açúcar, cebola, cenoura, citros, coco, cravo, crisântemo, ervilha, feijão, feijão-vagem, figo, maçã, mamão, manga, melancia, melão, milho, morango, pepino, pêra, pêssego, pimentão, rosa, soja, tomate, uva.
Alfacipermetrina	Abacaxi, abóbora, abobrinha, acerola, acelga, agrião, alface, alho, algodão, amora, arroz, aveia, batata, berinjela, beterraba, brócolis, café, cevada, cana-de-açúcar, cebola, centeio, chicória, chuchu, citros, couve-de-bruxelas, couve-chinesa, couve-flor, espinafre, feijão, girassol, jiló, manga, mandioquinha-salsa, milheto, milho, morango, mostarda, nabo, pastagem, pepino, pimenta, pimentão, pitanga, quiabo, repolho, rúcula, soja, sorgo, tomate, trigo, tricalhe.
Azoxistrobina	Abacate, abóbora, abobrinha, alface, algodão, alho, ameixa, amendoim, arroz, aveia, banana, batata, begônia, berinjela, beterraba, cana-de-açúcar, café, caju, caqui, chalota, cebola, cenoura, centeio, cevada, citros, couve-flor, crisântemo, ervilha, eucalipto, feijão, figo, gérbera, girassol, goiaba, kalanchoe, mamão, manga, maracujá, melancia, melão, milho, milheto, morango, nectarina, pepino, pêssego, pimentão, soja, sorgo, tomate, trigo, tricale, uva.
Beta Ciflutrina	Abacaxi, alface, algodão, alho, amendoim, arroz, batata, berinjela, café, cebola, citros, couve, feijão, fumo, mandioca, melão, milho, soja, tomate, trigo.
Carbofurano	Banana, café, cana-de-açúcar.
Cartape	Algodão, batata, café, couve, crisântemo, feijão, girassol, maracujá, melancia, melão, pepino, tomate, trigo.
Cipermetrina	Algodão, amendoim, arroz, batata, café, cebola, citros, ervilha, feijão, feijão-vagem, fumo, mandioca, melancia, milheto, milho, pepino, repolho, soja, sorgo, tomate.
Clorantraniliprole	Abóbora, abobrinha, algodão, amendoim, arroz, aveia, batata, brócolis, café, cana-de-açúcar, cevada, chuchu, citros, couve, couve-chinesa, couve-de-bruxelas, couve-flor, feijão, fumo girassol, maçã, maxixe, melão,

	melancia, milho, milheto, pepino, pêssego, repolho, soja, sorgo, tomate, trigo uva.
Deltametrina	Abacaxi, algodão, alho, ameixa, amendoim, arroz, batata, berinjela brócolis, cacau, café, caju, cebola, cevada, citros, couve, couve-flor, crisântemo, eucalipto, feijão, feijão-vagem, figo, fumo, gladiolo, maçã, melancia, melão, milho, pastagens, pepino, pêssego, pimentão, repolho, seringueira, soja, sorgo, tomate, trigo.
Dicloreto de Paraquate	Algodão, arroz, banana, batata, café, cana-de-açúcar, citros, feijão, maçã, milho, soja, trigo.
Difenoconazole	Abacate, abóbora, abobrinha, álamo, alface, algodão, alho, ameixa, amendoim, arroz, aveia, banana, batata, begônia, berinjela, beterraba, café, caju, caqui, cebola, cenoura, cevada, citros, couve, couve-flor, ervilha, eucalipto, feijão, figo, gérbera, girassol, goiaba, kalanchoe, maçã, mamão, manga, maracujá, melancia, melão, milho, morango, nectarina, pepino, pêssego, pimentão, rosa, soja, tomate, trigo, uva.
Dithiocarbamatos	-
Diuron	Abacaxi, alfafa, algodão, banana, cacau, café, cana-de-açúcar, citros, milho, seringueira, soja, trigo, uva.
Espiromesifeno	Açaí, algodão, batata, batata doce, berinjela, beterraba, café, caqui, carambola, citros, coco, dendê, feijão, figo, goiaba, jiló, mandioca, melancia, melão, milho, pimenta, pimentão, pupunha, quiabo, rabanete, soja, tomate.
Etefom	Abacaxi, algodão, arroz, batata, café, cana-de-açúcar, feijão, figo, maçã, manga, pinus, seringueira, soja, uva
Famoxadone	Batata, cebola, cenoura, feijão, melancia, melão, tomate, uva.
Fenoxaprope-p-etílico	Alface, arroz, batata, cebola, cenoura, ervilha, feijão, melão, soja, tomate.
Fentoato	Tomate.
Fluazifop-P-Butil	Alface, algodão, batata, brócolis, café, cana-de-açúcar, canola, cebola, cenoura, citros, crisântemo, couve-flor, eucalipto, feijão, fumo, girassol, mandioca, repolho, pinus, rosa, soja, tomate.
Glifosato	Algodão, ameixa, arroz, aveia preta, azevém, banana, cacau, café, cana-de-açúcar, citros, coco, eucalipto, feijão, fumo, maçã, mamão, milho, nectarina, pastagem, pêra, pêssego, pinus, seringueira, soja, trigo, uva.
Glifosato potássio	

Hexazinone	Cana-de-açúcar.
Imidacloprid	Abacaxi, abóbora, abobrinha, alface, algodão, alho, almeirão, amendoim, arroz, aveia, banana, batata, berinjela, brócolis, café, cana-de-açúcar, cebola, cenoura, cevada, chicória, citros, couve, couve-flor, crisântemo, eucalipto, feijão, fumo, gérbera, girassol, goiaba, jiló, mamão, mamona, manga, maracujá, melancia, melão, milho, palma forrageira, pastagens, pepino, pêssego, pimentão, pinus, poinsettia, repolho, soja, sorgo, tomate, trigo, uva.
Lambda-Cialotrina	Abacate, abacaxi, abóbora, abobrinha, agrião, alface, algodão, alho, alho-porró, amendoim aroz, atemoia, aveia, batata, batata-doce, batata-yacon, berinjela, beterraba, brócolis, café, cacau, cana-de-açúcar, canola, cará, cebola, cebolinha, centeio, cevada, chuchu, citros, coentro, couve, couve-flor, crisântemo, cupuaçu, ervilha, feijão, feijão-caupi, figo, fumo, gengibre, gegrgelim, girassol, grão-de-bico, guaraná, inhame, jiló, kiwi, lentinha, linhaça, mamão, mandioca, mandioquinha-salsa, manga, maracujá, maxixe, melancia, melão, milho, morango, nabo, palma forrageira, pastagens, pepino, pimenta, pimentão, quiabo, rabanete, repolho, romã, rosa, soja, sorgo, tomate, trigo, tritcale, uva.
Linurom	Alho, batata doce, batata-yacon, camomila, cebola, cenoura, coentro, ervilha, gengibre, inhame, mandioca, mandioquinha-salsa, milho, salsa, soja.
Malathion	Alface, algodão, arroz, berinjela, brócolis, cacau, café, citros, couve, couve-flor, feijão, maçã, milho, morango, orquídeas, pastagens, pepino, pêra, pêssego, repolho, rosa, soja, sorgo, tomate, trigo.
Mancozebe	Abacate, abóbora, algodão, alho, amendoim, arroz, banana, batata, berinjela, beterraba, brócolis, café, cana-de-açúcar, cenoura, cebola, cevada, citros, couve, couve-flor, cravo, crisântemo, dália, ervilha, eucalipto, feijão, feijão-vagem, figo, fumo, gladiolo, hortênsia, maçã, mamão, manga, melancia, melão milho, orquídeas, pepino, pêra, pêssego, pimentão, repolho, rosa, seringueira, soja, tomate, trigo, uva.
Metalaxyl M	Algodão, amendoim arroz, batata, cana-de-açúcar, cebola, canola, feijão, fumo, girassol, melancia, melão, milho, pastagens, pepino, repolho, rosa, soja, sorgo, tomate, uva.
Methomyl	Algodão, arroz, batata, brócolis, café, couve, dendê, feijão, milheto, milho, repolho, soja, sorgo, tomate, trigo.

Nonil Fenol Etoxilado	-
Paraquat	Algodão, arroz, banana, batata, café, cana-de-açúcar, citros, feijão, maçã, milho, soja, trigo.
Pencycurom	Alface, algodão, batata, beterraba, café, cenoura, feijão, repolho.
Spinosad	Abacate, algodão, anonáceas, batata, brócolis, cacau, café, carambola, cebola, citros, couve, couve-chinesa, couve-de-bruxelas, couve-flor, crisântemo, feijão, kiwi, goiaba, jambo, maçã, manga, mamão, maracujá, melancia, milho, repolho, romã, soja, sorgo, tomate, uva.
Picloram	Arroz, cana-de-açúcar, pastagens, trigo.
Tebuconazole	Abacaxi, abóbora, abobrinha, acelga, acerola, álamo, alface, algodão, alho, almeirão, ameixa, amendoim, arroz, aveia, banana, batata, berinjela, beterraba, brócolis, cacau, café, cana-de-açúcar, caqui, cebola, cenoura, centeio, cevada, chalota, chicória, chuchu, citros, couve, couve-de-bruxelas, couve-flor, cravo, crisântemo, eucalipto, feijão, figo, gladiolo, goiaba, inhame, jiló, maçã, mamão, mandioca, mandioquinha-salsa, manga, maracujá, maxixe, melancia, melão, milheto, milho, morango, mostarda, nabo, nectarina, nêspera, pepino, pêra, pêssego, pimentão, rabanete, repolho, rosa, seriguela, soja, sorgo, tomate, trigo, tritcale, uva.
Thiamethoxam	Abacaxi, abobrinha, alface, algodão, agrião, alho, alho-porró, amendoim, arroz, aveia, batata, berinjela, café, cana-de-açúcar, cebola, cebolinha, cevada, citros, coentro, crisântemo, ervilha, eucalipto, feijão, feijão-vagem, figo, fumo, girassol, maçã, mamão, mandioca, manga, melancia, melão, milho, morango, palma forrageira, pastagem, pepino, pêssego, pimentão, repolho, rosa, soja, tomate, trigo, uva.
Trifloxistrobina	Abacaxi, abóbora, abobrinha, acelga, acerola, alface, algodão, alho, almeirão, ameixa, amendoim, arroz, aveia, banana, batata, berinjela, beterraba, brócolis, café, cana-de-açúcar, caqui, cebola, cenoura, cevada, chicória, chuchu, citros, couve, couve-de-bruxelas, couve chinesa, couve-flor, eucalipto, feijão, girassol, goiaba, inhame, jiló, maçã, mamão, mandioca, mandioquinha-salsa, manga, maracujá, maxixe, melancia, melão, milho, morango, mostarda, nabo, nectarina, nêspera, pepino, pêra, pêssego, pimentão, rabanete, repolho, seriguela, soja, tomate, trigo, uva.

Fonte: ANVISA (2016).

**ANEXO C – MARCAS COMERCIAIS DOS AGROTÓXICOS UTILIZADOS NO
MUNICÍPIO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO – PE**

Ingredientes ativos	Marcas comerciais	Classificação toxicológica	Classificação ambiental
Imidacloprido	Appalus 200 SC	III	III
	Bamako 700 WG	I	III
	Cigaral	I	III
	Confidor Supra	III	II
	Connect	II	II
	Cropstar	II	II
	Cyborg	III	II
	Diamantebr	II	III
	Evidence 700 WG	IV	III
	Galeão	I	III
	Galil SC	II	II
	Gaúcho FS	III	III
	Granary	III	III
	Imaxi 700 WG	I	III
	Imidacloprid Nortox	II	III
	Imidacloprid Nufarm 700 WG	III	II
	Imidacloprid 350 SC	III	III
	Imidacloprid 600 FS	III	III
	Imidacloprid 7000 WG Helm	I	III
	Imidagold 700 WG	III	III
	Kohinor 200 SC	III	III
	Much 600 FS	III	III
	Nuprid 700 WG	III	II
	Picus	III	III
	Pratico	II	II
	Premier	IV	III
	Premier Plus	III	II
	Provado 200 SC	III	III
	Rigol	III	II
	Rocks	III	II
	Rotaprid 350 SC	III	III
	Saluzi 600 FS	III	III
	Siber	III	III
	Sombrero	III	III
	Timon	III	III
	Warrant 700 WG	III	III
	Winner	III	III

Hexazinone	Advance	III	II
	Broker 750 WG	I	I
	Canion	I	II
	Confidence	III	II
	Demolidorbr	I	II
	Dihex	I	II
	Discover 500 WP	III	II
	Dizone	I	II
	Druid 750 WG	I	II
	DUO	I	II
	Front	I	II
	Herbicana	IV	II
	Hexafort	I	II
	Hexanil 750 WG	I	II
	Hexaplus	I	II
	Hexaron	III	II
	Hexaron WG	I	II
	Hexazinona – D Nortox	I	II
	Hexazinona Nortox	I	II
	Hexazinona DVA 250 SL	I	II
	Hexazinone 250 SL BASE	I	II
	Hexicana	I	II
	Jump	I	II
	Magnusbr	I	II
	Marte WG	I	II
	Netuno 750 WG	I	II
	Perform 240 SL	I	II
	Rambo 750 WG	I	II
	Rancho	III	II
	Ranger	III	II
	Seculo	I	II
	Style	I	III
	Token	I	II
	Velpar-K WG	III	II
	Volpe	III	II
Linurom	Alfalon SC	III	II
	Alfalon 450 SC	III	II
	Linurex Agricur 500 WP	I	II
	Arena	I	III
	Arreio	I	II
	Arreio Milenia	I	II
	Arreio Pasto	I	II
	Artys	I	II
	Artys BR	I	II
	Browser	III	III
	Camp – D	I	II
	Crater	I	II
	Danado	III	III
	Disparo	I	III
	Dontor	I	III
	Facca	I	II
	Famoso	I	III
	Flanker	I	III
	Galop M	I	II
	Intruder	I	I

Picloram	Jacaré	I	II
	Jornada	I	III
	Labrador	I	II
	Leopard	III	III
	Manejo	I	II
	Navigator	III	III
	Norton	I	II
	Padron	I	II
	Palace	I	III
	Pampa	I	II
	Panoramic	I	III
	Pique 240 SL	I	II
	Planador	I	II
	Plenum	I	II
	Pri-Mordial	I	II
	Raio	I	II
	Runner	II	III
	Silverado	II	III
	Texas	I	II
	Toco	III	III
	Togar TB	I	II
	Tordon	I	III
	Tractor	I	III
	Tropero	III	III
	Tucson	I	III
	Turuna	I	III
Thiamethoxam	Actara 10 GR	III	III
	Actara 250 WG	III	III
	Actara 750 SG	II	III
	Adage 350 FS	IV	III
	Adage 700 WS	III	III
	Alika	III	I
	Centric	II	III
	Cruiser Advanced	I	II
	Cruiser Opti	I	I
	Cruiser 350 FS	III	III
	Cruiser 600 FS	IV	III
	Cruiser 700 WS	III	III
	Dividend Supreme	I	II
	Durivo	III	II
	Eforia	III	I
	Engeo	III	I
	Engeo Pleno	III	I
	Memory	II	III
	Natera	III	II
	Platinum Neo	III	I
	Verdadero 20 GR	IV	II
	Verdadero 600 WG	III	II
	Voliam Flexi	III	II
Dicloreto de Paraquate	Gramocil	I	II
	Gramoking	I	III
	Gramoxone 200	I	II
	Helmoxone	I	II
	Nuquat	I	III
	Paradox	I	II

	Paradox 200 SL Alamos	I	III
	Paraquate Alta 200 SL	I	III
	Quatdown	I	III
	SeveroBR	I	III
	Sprayquat	I	III
	Tocha	I	II
Paraquate	Flak 200 SL	I	III
	Orbit	I	II
	Paramaster	I	II
	Tocha	I	II
Diuron	Abone	III	II
	Advance	III	II
	Ametron	II	II
	Avguron Extra SC	III	II
	Bimate SA	III	II
	Bimetron	II	I
	Cention SC	III	II
	Confidence	III	II
	DemolidorBR	I	II
	Diher	I	II
	Diox	II	II
	Direx 500 SC	II	II
	Diurex Agricur 500 SC	III	II
	Diurex Agricur 800 SC	III	II
	Diurex WG	III	III
	Diuron Fersol 500 SC	II	II
	Diuron Nortox	III	II
	Diuron Nortox 500 EC	III	II
	Diuron 500 SC Milenia	II	II
	Dizone	I	II
	Dropp Ultra SC	I	II
	DUO	I	II
	Fortex SC	III	II
	Front	I	II
	Glydur	III	II
	Gramocil	I	II
	Herbicana	IV	II
	Herburon WG	III	III
	Herburon 500 BR	III	II
	Hexaron	III	II
	Hexaron WG	I	II
	Hexazinona – D Nortox	I	II
	Jump	I	II
	Kamex 900 WG	III	III
	Karmex	III	II
	Karmex 800	III	II
	Krovar	III	II
	Marte WG	I	II
	Punto	III	III
	Rancho	III	II
	Seculo	I	II
	Stone	II	II
	Velpar – K WG	III	II
	Volpe	III	II
	Alterne	III	III

Tebuconazole	Arcadia	III	II
	Array 200 EC	I	II
	AUG 117	I	III
	Azimut	II	II
	Azimut Supra	II	II
	Constant	III	II
	Cronnos	II	II
	Egan	I	I
	Elite	III	II
	Erradicur	I	II
	Excolha	I	II
	Ferrax	I	II
	Fezan	I	II
	Fezan Gold	I	II
	Folicur 200 EC	III	II
	Fusão	I	II
	Fusão EC	I	II
	Helmstar Plus	II	II
	Horizon Duo	I	II
	Horos	I	II
	Icarus 250 EC	I	II
	Keyzol EC	I	II
	Konazol 200 EC	I	II
	Locker	III	II
	Nativo	III	II
	Nomad EC	I	III
	Odin 430 SC	III	III
	Orius 250 EC	III	III
	Produtorbr	I	II
	Razil FS	II	III
	Rival 200 EC	I	II
	Rivax	III	II
	Riza 200 EC	I	II
	Sauvage	I	II
	Shar Conazol	I	II
	Shar-Teb	I	II
	Shar-Teb 200 EC	I	II
	Solist 430 SC	III	III
	Surcozole	I	II
	Systemic	I	II
	Tacora 250 EW	I	II
	Tebuco Nortox	I	II
	Tebuconazol 200 EC UPL	I	II
	Tebuconazole CCAB 200 EC	I	II
	Tebufort	I	II
	Tebufort BR	I	II
	Tebuhelm	I	II
	Tebuzim 250 SC	III	II
	Triade	III	II
	Virtuoso 250 SC	III	II

Fonte: Agrofit (2017).